



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2026/009

Région de la capitale nationale

Prédiction des points de référence fondés sur la mortalité pour l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*)

Madison E. Brook, Adam S. van der Lee et Marten A. Koops

Pêches et Océans Canada
Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
867, chemin Lakeshore
Burlington (Ontario) L7S 1A1

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2026

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-97713-3 N° cat. Fs70-5/2026-009F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Brook, M.E., van der Lee, A.S. et Koops, M.A. 2026. Prédiction des points de référence fondés sur la mortalité pour l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/009. iv + 64 p.

Also available in English:

Brook, M.E., van der Lee, A.S., and Koops, M.A. 2026. Predicting Mortality Reference Points for American Eel (*Anguilla rostrata*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/009. iv + 60 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
HISTORIQUE DE LA SITUATION DE L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE AU CANADA	1
APPROCHE DE PRÉCAUTION.....	1
OBJECTIFS.....	3
MÉTHODES.....	3
CYCLE BIOLOGIQUE.....	3
Taux de croissance et longueurs des anguilles argentées	4
Relation longueur-poids	5
Probabilité d'argenture	5
Fécondité	6
Survie	6
Dépendance à la densité	7
STRUCTURE DU MODÈLE DE POPULATION.....	9
Stochasticité.....	11
Dommages d'origine anthropique	13
Analyse du modèle de population	14
RÉSULTATS.....	18
POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LA MORTALITÉ	18
MORTALITÉ DUE AUX TURBINES.....	25
PRÉDICTION DES POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LA MORTALITÉ.....	26
MATRICES DES CARTES DES RISQUES	28
SENSIBILITÉ.....	32
DISCUSSION.....	34
POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LA MORTALITÉ	34
PRÉDICTION DES POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LA MORTALITÉ.....	36
SENSIBILITÉ.....	37
INCERTITUDES.....	37
RÉFÉRENCES CITÉES	39
ANNEXE 1 – CYCLE BIOLOGIQUE.....	44
MODÈLE DE CROISSANCE BIPHASIQUE	44
PROBABILITÉ D'ARGENTURE.....	47
RELATIONS LONGUEUR-POIDS	50
ANNEXE 2 – RENDEMENT MAXIMAL DURABLE, NOMBRE DE REPRODUCTEURS PAR RECROUTE ET ÉCHAPPÉE D'ANGUILLES ARGENTÉES	52
ANNEXE 3 – FIGURES DES RÉGRESSIONS LINÉAIRES MULTIPLES.....	57
ANNEXE 4 – CORRÉLATION DES SENSIBILITÉS.....	63

RÉSUMÉ

L'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) est une espèce panmictique et sémelpare dont les sous-populations se trouvent tout le long de la côte est de l'Amérique du Nord. En raison d'un déclin important de son abondance et des menaces persistantes liées à la dégradation de son habitat, elle a été désignée comme une espèce menacée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, mais elle n'a pas été inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*. Dans l'est du Canada, tous ses stades biologiques continentaux continuent d'être ciblés par des pêches commerciales. Pêches et Océans Canada a adopté une approche de précaution pour la gestion des pêches, dans laquelle des points de référence fondés sur la mortalité sont définis afin de maintenir des populations en bonne santé. Comme le cycle biologique de l'anguille d'Amérique varie à l'échelle de son aire de répartition, il est important que les points de référence fondés sur la mortalité soient propres aux populations locales. Les points de référence ont été déterminés à l'aide d'estimations de l'échappée d'anguilles argentées, un paramètre qui permet de comparer le ratio d'échappée d'anguilles argentées d'une population non exploitée à celui d'une population exploitée. Les points de référence ont été fixés à 50 % de l'échappée d'anguilles argentées (F_{50}) et à 30 % de l'échappée d'anguilles argentées (F_{30}). Un modèle matriciel structuré selon le stade biologique et dépendant de la densité a été utilisé afin de déterminer les points de référence fondés sur la mortalité pour les pêches de l'anguille (stades de l'anguille jaune et de l'anguille argentée) et de la civelle dans quatre zones géographiques au Canada. Des régressions linéaires multiples ont servi à déterminer s'il était possible d'estimer les points de référence fondés sur la mortalité directement à partir des données sur le cycle biologique. L'estimation la plus prudente, c'est-à-dire le point de référence supérieur fondé sur la mortalité (F_{50}), était de 0,091 pour les anguilles et de 0,67 pour les civelles aux emplacements canadiens, selon une taille minimale pour la pêche de 350 millimètres. Cependant, les points de référence fondés sur la mortalité dépendaient de la taille minimale pour la pêche, les tailles supérieures donnant des points de référence plus élevés et plus variés. Les résultats dépendaient fortement des mécanismes de dépendance à la densité inclus dans le modèle. Lorsque la dépendance à la densité agissait sur de nombreuses caractéristiques du cycle biologique, les points de référence fondés sur la mortalité étaient plus élevés et plus variables. Si une importante mortalité due aux turbines était incluse, les points de référence fondés sur la mortalité correspondants diminuaient, parfois au point où aucune mortalité par pêche ne permettait d'atteindre les objectifs d'échappée d'anguilles argentées dans les scénarios du modèle explorés. L'analyse de sensibilité a indiqué que la longueur des anguilles argentées et la survie des anguilles jaunes sont des paramètres qui influent sur les extrants du modèle.

INTRODUCTION

L'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) est une anguille d'eau douce dont la vaste aire de répartition s'étend depuis le Groenland, au nord, jusqu'au nord de l'Amérique du Sud en passant par toute la côte est de l'Amérique du Nord et des régions des Caraïbes (Ulmo Diaz *et al.* 2023; Cairns *et al.* 2014). La population est panmictique, sans différences génétiques marquées entre les anguilles du nord et du sud et sans aucune preuve que les juvéniles vont à l'endroit précis d'où provenaient leurs parents (Ulmo Diaz *et al.* 2023). Les anguilles sont catadromes et semelpares; après la fraie dans la mer des Sargasses, les juvéniles, ou larves leptocéphales, migrent par l'entremise des courants océaniques jusqu'à atteindre les eaux continentales où ils deviennent de petites anguilles transparentes appelées civelles transparentes (Cairns *et al.* 2014). Elles se transforment ensuite en civelles, de petites anguilles pigmentées, qui deviennent à leur tour des anguilles jaunes, le stade dans lequel l'anguille d'Amérique passe la majeure partie de sa vie (Cairns *et al.* 2014). À la maturité, l'anguille d'Amérique devient une anguille argentée, migre vers la mer des Sargasses pour frayer et meurt (Cairns *et al.* 2014). L'anguille d'Amérique peut aussi occuper des milieux saumâtres ou salins au stade de l'anguille jaune (Cairns *et al.* 2014). Sa vaste aire de répartition géographique et sa capacité à vivre à la fois dans des milieux dulcicoles et salins se traduisent par une large fourchette des caractéristiques de son cycle biologique (p. ex. taux de croissance, longueur à la maturité; Cairns *et al.* 2014; Vélez-Espino and Koops 2010).

HISTORIQUE DE LA SITUATION DE L'ANGUILLE D'AMÉRIQUE AU CANADA

En 2012, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné l'anguille d'Amérique comme étant une espèce menacée à la suite d'une évaluation (COSEPAC 2012); cela dit, l'espèce n'est pas actuellement inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* et est encore pêchée à certains emplacements. Pour parvenir à cette conclusion, le COSEPAC s'est fondé sur le déclin de l'abondance, particulièrement notable dans le bassin du Saint-Laurent, et sur les menaces persistantes pesant sur l'espèce, telles que la perte d'habitat due à la construction de barrages, la mortalité due aux turbines, la pêche et les changements climatiques (COSEPAC 2012). L'Ontario a inscrit l'anguille d'Amérique comme espèce en voie de disparition sur son territoire en 2007, et l'espèce est considérée comme vulnérable au Québec et à Terre-Neuve-et-Labrador (COSEPAC 2012). Il n'a pas été possible d'effectuer une évaluation complète de l'anguille d'Amérique dans les Maritimes faute de données, mais il a été noté que les débarquements d'anguilles dans la région ont augmenté depuis 1996 (Bradford *et al.* 2022); une analyse actualisée a abouti à des conclusions similaires (MPO 2024). Dans une analyse récente (2024), van der Lee et Koops ont indiqué que l'abondance de l'anguille d'Amérique dans les eaux douces canadiennes a diminué depuis les années 1980.

APPROCHE DE PRÉCAUTION

Pêches et Océans Canada (MPO) applique une approche de précaution pour gérer les pêches (MPO 2006). Le cadre utilisé intègre les incertitudes dans les niveaux de prélèvement par la définition de points de référence fondés sur la mortalité en vue de maintenir une population en bonne santé ou, si la population n'est pas en bonne santé, de la gérer de manière à favoriser son rétablissement vers un bon état (MPO 2006). Dans le cadre de cette approche, un stock est classé dans l'une des catégories suivantes en fonction de paramètres liés à sa taille : zone saine (le stock peut être pêché selon un taux d'exploitation durable), zone de prudence (le stock peut être pêché, mais le taux d'exploitation doit être réduit pour permettre le rétablissement vers la zone saine) et zone critique (la mortalité d'origine anthropique doit être réduite pour permettre

au stock de se rétablir; figure 1; Kronlund *et al.* 2014; MPO 2006). Le point de référence supérieur est la taille du stock qui délimite les zones saine et de prudence, tandis que le point de référence limite est la taille du stock qui délimite les zones de prudence et critique (MPO 2006). C'est généralement une approche fondée sur le rendement maximal durable ou sur le nombre de reproducteurs par recrue qui est appliquée pour déterminer les points de référence fondés sur la mortalité (Kronlund *et al.* 2014; MPO 2012; Mace and Sissenwine 1993), bien que les échappées d'anguilles argentées aient été utilisées pour la gestion de l'anguille d'Europe (*Anguilla anguilla*; van der Hammen *et al.* 2021). Les points de référence fondés sur la mortalité sont les taux instantanés de mortalité par pêche (F) qui devraient aboutir au point de référence supérieur ou au point de référence limite (MPO 2006). Par exemple, si le point de référence supérieur était fixé à 50 % du nombre de reproducteurs par recrue, le point de référence fondé sur la mortalité (F_{50}) serait le taux de mortalité par pêche maintenant le stock à ce point de référence supérieur ou au-dessus.

Des analyses précédentes ont permis d'estimer les points de référence fondés sur la mortalité de l'anguille d'Amérique à l'aide d'une analyse du nombre de reproducteurs par recrue (RPR), 50 % de ce nombre étant le point de référence supérieur et 30 % de ce nombre étant le point de référence limite. Le Conseil international pour l'exploration de la mer (ICES 2001) a mené une analyse du nombre de reproducteurs par recrue pour estimer les points de référence fondés sur la mortalité dans les zones au nord et au sud de l'habitat de l'anguille d'Amérique, constatant que les points de référence fondés sur la mortalité prédits étaient généralement plus élevés dans les zones au sud (estimation minimale pour F_{50} de 0,11 contre 0,06 dans les zones au nord). L'analyse du nombre de reproducteurs par recrue effectuée par Chaput et Cairns (2011) a produit des fourchettes similaires, avec un point de référence fondé sur la mortalité de 0,12 pour une échappée de 50 % et une valeur de 0,18 pour une échappée de 30 % dans le contexte de la pêche de l'anguille jaune. Plus récemment, Bradford et ses collaborateurs (2022) ont réalisé une analyse du nombre de reproducteurs par recrue pour les pêches de l'anguille et de la civelle dans les Maritimes, présentant des valeurs de 0,09 (anguille) et 0,69 (civelle) pour F_{50} et de 0,17 (anguille) et 1,2 (civelle) pour F_{30} .

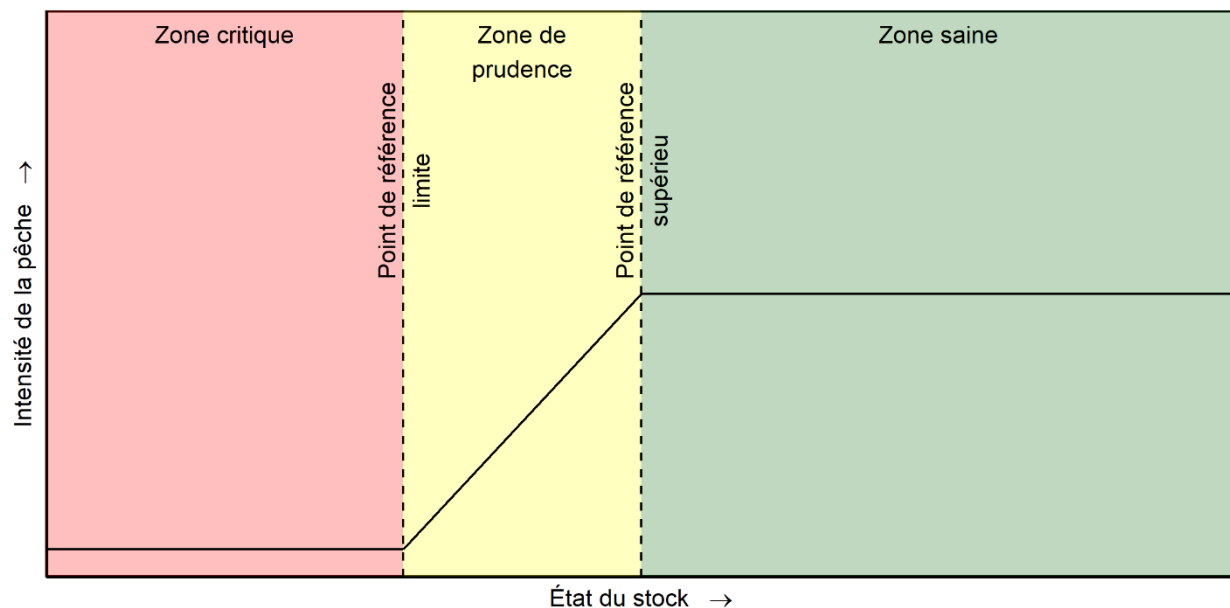


Figure 1. Diagramme conceptuel de l'approche de précaution du MPO (extrait de MPO 2006). La ligne continue indique le taux d'exploitation dans la pêche et les lignes pointillées délimitent la zone saine, la zone de prudence et la zone critique.

OBJECTIFS

Les objectifs des analyses présentées étaient de :

1. définir des points de référence fondés sur la mortalité par pêche pour les divers cycles biologiques observés chez l'anguille d'Amérique dans son aire de répartition canadienne;
2. déterminer comment ajuster les points de référence fondés sur la mortalité par pêche pour tenir compte de la mortalité due aux turbines;
3. déterminer s'il est possible d'utiliser des relations simples, fondées sur un ensemble limité de caractéristiques du cycle biologique mesurables, pour prédire les points de référence fondés sur la mortalité par pêche définis.

Une approche de modélisation matricielle de la population a été utilisée pour le calcul des points de référence fondés sur la mortalité par pêche pour l'anguille d'Amérique dans son aire de répartition canadienne. Les modèles matriciels permettent d'incorporer la dépendance à la densité dans plusieurs paramètres différents du cycle biologique, et ainsi de tester une variété d'hypothèses. Des régressions linéaires multiples ont servi à déterminer s'il est possible d'utiliser les caractéristiques du cycle biologique pour prédire les points de référence fondés sur la mortalité, ainsi que l'incidence de la mortalité due aux turbines au stade de l'anguille argentée, sur ces points de référence. Une carte des risques comprenant la stochasticité interannuelle a été produite afin d'examiner la probabilité d'atteindre l'état ciblé du stock avec différentes tailles initiales de la population et divers régimes de pêche. Une analyse de sensibilité a également été réalisée afin de déterminer les paramètres du cycle biologique et les stades biologiques qui ont le plus grand effet proportionnel tant sur le taux de croissance de la population que sur le ratio des recrues par rapport aux anguilles argentées matures. Ces analyses ont été effectuées par l'ajout de la stochasticité aux paramètres du cycle biologique afin de tenir compte de l'incertitude de leurs valeurs.

MÉTHODES

CYCLE BIOLOGIQUE

L'aire de répartition canadienne de l'anguille d'Amérique a été divisée en quatre zones géographiques en fonction des différences dans les profils du cycle biologique (figure 2; Cairns *et al.* 2014; MPO 2014) : le bassin du Saint-Laurent, englobant le fleuve Saint-Laurent et le lac Ontario; le bassin du nord du golfe, comprenant les bassins versants du golfe du Saint-Laurent au Québec et à Terre-Neuve; le bassin du sud du golfe, qui comprend l'Île-du-Prince-Édouard et les bassins versants du golfe du Saint-Laurent en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick; le bassin de Scotia-Fundy, qui comprend les bassins versants de la baie de Fundy et les bassins de l'Atlantique de la Nouvelle-Écosse.

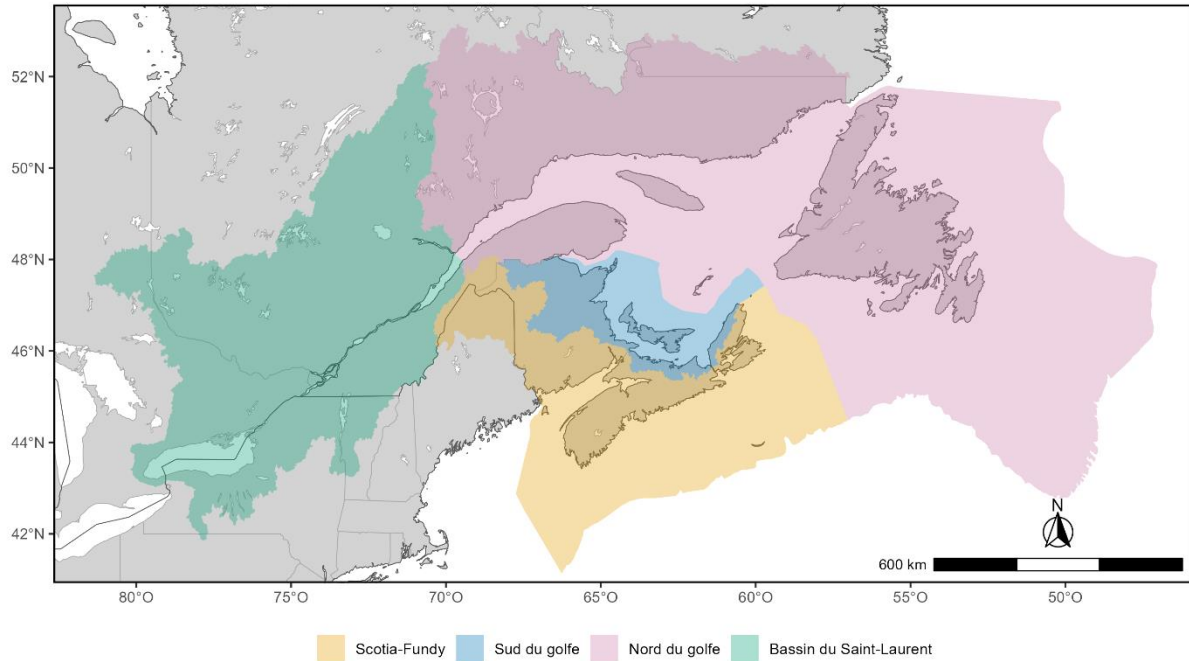


Figure 2. Limites des zones de l'aire de répartition de l'anguille d'Amérique (données tirées de Cairns *et al.* 2014).

Taux de croissance et longueurs des anguilles argentées

Des données provenant de Cairns (2020) et des données canadiennes inédites (Thomas Pratt, MPO, comm. pers.) ont été utilisées pour la modélisation de la croissance de l'anguille d'Amérique. Lorsque des données étaient disponibles, elles ont été filtrées de manière à n'inclure que les femelles connues à des emplacements d'eau douce. Une anguille d'Amérique qui vit dans un environnement salin a tendance à croître plus rapidement et à atteindre la maturité à un plus jeune âge que si elle vit dans un environnement dulcicole (Cairns *et al.* 2014), mais il n'a pas été possible d'analyser séparément la croissance des anguilles vivant dans des milieux salins en raison de données insuffisantes. De même, les mâles ont tendance à grandir plus rapidement et à atteindre la maturité à un plus jeune âge et à une plus petite longueur que les femelles (Cairns *et al.* 2014), mais il n'a pas été possible d'effectuer une analyse sexospécifique parce que les données disponibles étaient limitées.

L'équation de von Bertalanffy et un modèle de croissance biphasique ont été envisagés comme équation de croissance. Les modèles de croissance biphasique différencient la croissance somatique de la croissance reproductive, contrairement à l'équation de von Bertalanffy, qui suppose une croissance monophasique (Carbonara *et al.* 2023; Quince *et al.* 2008). Bien que les deux équations génèrent des fourchettes d'intervalles de prédiction similaires aux données (annexe 1), les paramètres du modèle biphasique (taux de croissance en millimètres par an et mesure directe de la longueur moyenne des anguilles argentées de la population) étaient préférables au coefficient de croissance k et à la taille maximale théorique de von Bertalanffy. La courbe de croissance biphasique a été choisie comme équation de croissance dans le modèle en raison de cette utilité.

Le modèle de croissance biphasique décrit la longueur comme suit :

$$longueur_a = \begin{cases} tc \times a + le & a < a_b \\ tc \times a_b + le & a \geq a_b \end{cases}, \quad (1)$$

où a est l'âge en années, t_c est le taux de croissance annuel en millimètres, l_c est la longueur de la civelle en millimètres et a_b est un point d'inflexion de la fonction définie par parties (ci-après aussi appelée le seuil d'âge). Lorsque a est plus petit que a_b , la croissance annuelle est fondée sur t_c . Au seuil d'âge, la croissance s'arrête effectivement et la longueur moyenne de l'anguille argentée est égale à la longueur à l'âge a_b (figure 3A). Une longueur moyenne de 63 millimètres (mm) a été utilisée pour les civelles selon les données canadiennes pour tous les emplacements (Jessop 2010), car il n'était pas possible de tester l'effet de l'emplacement sur la longueur en raison de données insuffisantes.

La plupart des taux de croissance indiqués dans la documentation supposent une croissance constante au cours de la vie (Cairns *et al.* 2014), alors qu'avec le modèle de croissance biphasique, la croissance est constante seulement jusqu'au seuil d'âge. Des simulations ont servi à élaborer une relation permettant une conversion entre les taux de croissance d'après la documentation et le modèle biphasique (annexe 1). Toutes les références futures au taux de croissance somatique font référence au taux de croissance biphasique.

Relation longueur-poids

Une relation longueur-poids à l'échelle du Canada a été élaborée pour le modèle. Cairns (2020) a présenté des données longueur-poids pour les quatre zones géographiques du Canada, même si la taille de l'échantillon entre les zones était très déséquilibrée : $n = 187$ dans le nord du golfe; $n = 348$ dans le Saint-Laurent; $n = 1\,954$ à Scotia-Fundy; $n = 7\,348$ dans le sud du golfe. De plus, la fourchette de longueurs la plus large se trouvait dans le sud du golfe : de 45 à 1 098 mm.

L'existence d'une différence entre les zones a été vérifiée à l'aide d'une analyse de covariance (ANCOVA). Une fois toutes les données incluses, les résultats ont indiqué que la relation longueur-poids dans le Saint-Laurent avait une pente significativement différente des trois autres groupes, et que les zones de Scotia-Fundy et du sud du golfe étaient aussi significativement différentes l'une de l'autre (ANCOVA unilatérale, $F(7, 9\,829) = 1,16 \times 10^5$, $p < 0,05$). Cependant, la différence était probablement due à la taille déséquilibrée de l'échantillon et aux fourchettes des données entre les zones. Le modèle a été réajusté avec un sous-ensemble aléatoire de 100 valeurs par zone avec une longueur minimale de 175 mm. Cette opération a été répétée 10 000 fois. Dans plus de 90 % des essais, il n'y avait pas de différences significatives entre les zones. Une comparaison des coefficients moyens des essais sous-échantillonnés et des coefficients des données groupées a révélé une régression sous-échantillonnée visuellement mieux ajustée aux données (annexe 1). Une seule relation longueur-poids a donc été ajustée pour toute l'aire de répartition canadienne avec la longueur en millimètres et le poids en grammes :

$$poids = 2,0 \times 10^{-7} (longueur^{3,35}) \quad (2)$$

Probabilité d'argenture

La probabilité d'argenture (γ_a) est la probabilité qu'une anguille jaune devienne une anguille argentée à l'âge a . La probabilité qu'elle reste jaune une année donnée est donc égale à $1 - \gamma_a$. Il est généralement pensé que la probabilité d'argenture pour l'anguille d'Amérique est liée à la longueur (Cairns *et al.* 2014). Plusieurs mécanismes pour déterminer la probabilité d'argenture ont été évalués : parvenir à la maturité dès que la longueur d'une anguille argentée est atteinte; une probabilité annuelle constante de 10 % de parvenir à la maturité après avoir atteint la longueur d'une anguille argentée; commencer par une probabilité annuelle de 10 % de parvenir à la maturité à un certain âge minimum d'argenture, qui augmente de 1 % chaque année par la suite. Des simulations ont permis de générer la distribution prévue selon l'âge et la longueur à

l'argenteure selon chacun des trois mécanismes, et les distributions obtenues ont été comparées aux distributions tirées des données observées (d'après Cairns *et al.* 2020 et Thomas Pratt, MPO, comm. pers.). Le mécanisme le plus cohérent avec les données d'échantillonnage était la probabilité d'argenteure commençant par une probabilité de 10 % et augmentant de 1 % les années suivantes (annexe 1).

Le mécanisme de probabilité d'argenteure susmentionné décrit la vraisemblance qu'un individu devienne une anguille argentée. Le modèle matriciel, cependant, a besoin de la probabilité au niveau de la population de devenir une anguille argentée à l'âge a . Pour ce calcul, des simulations suivant une anguille tout au long de sa vie ont été réalisées, chaque anguille ayant sa propre longueur unique d'anguille argentée (d'après la longueur moyenne de l'anguille argentée et l'écart-type à l'échelle du Canada, tableau 1), avec des taux de croissance variant d'une année à l'autre (selon la moyenne de tc et l'écart-type à l'échelle du Canada). L'état de maturité des individus était suivi et ajusté avec une régression logistique de façon à donner la probabilité qu'ils parviennent à la maturité à l'âge a :

$$\gamma_a = \frac{1}{(1 + e^{-0.5(a - int)})}, \quad (3)$$

où int décrit l'âge auquel 50 % des individus atteignent la maturité. Des relations de maturité ont été générées pour divers taux de croissance et longueurs de l'anguille argentée. La pente de la fonction logistique est restée constante à -0,5, car il y avait peu de variabilité entre les zones (moyenne de -0,5, écart-type de 0,028; figure 3B). Avec ce modèle, les individus plus âgés ont une probabilité cumulative d'argenteure plus élevée, similaire à celle d'autres modèles utilisés pour décrire la probabilité d'argenteure de l'anguille d'Europe (*Anguilla anguilla*), dans lesquels les anguilles plus grandes (et donc plus âgées) ont une probabilité plus élevée d'être argentées (Briand *et al.* 2018; van der Hammen *et al.* 2021). L'âge minimum d'argenteure a été fixé à 5 ans (γ_1 à $\gamma_4 = 0$) pour tous les emplacements au Canada de façon à éviter la possibilité d'une atteinte précoce irréaliste de la maturité.

Fécondité

Une relation fécondité-longueur à l'échelle du Canada a été calculée à partir des données indiquées dans Tremblay (2009). La fécondité est le nombre d'œufs produits par chaque femelle et tend à augmenter exponentiellement avec la longueur chez les poissons. L'observation des données groupées a révélé que les zones séparées semblaient former une relation continue (figure 3C), les différences entre les zones étant principalement causées par les différentes fourchettes des valeurs de la longueur. La fécondité (f) de la population repose sur la fécondité prédite à la longueur moyenne de l'anguille argentée, de sorte que :

$$\log_{10}(f) = 3.35 + 1.89(\log_{10}(\text{longueur})) \quad (4)$$

Survie

La mortalité naturelle de l'anguille d'Amérique est difficile à mesurer empiriquement. Lorsque les individus parviennent à la maturité, ils quittent la population et ne reviennent pas, ce qui fausse de nombreuses méthodes utilisées traditionnellement pour estimer la mortalité (Cairns *et al.* 2014). Au lieu de mesures directes, ce sont les équations utilisées dans Bevacqua *et al.* (2011) et Lorenzen (1996) — les équations 5 et 6, respectivement — qui ont été appliquées pour l'estimation de la mortalité en fonction de la taille dans des travaux de modélisation antérieurs pour l'anguille d'Amérique (Bradford *et al.* 2022; Young and Koops 2014; ASMFC 2012). L'équation de Bevacqua utilise des paramètres propres à la zone, au sexe et à la densité de sorte que :

$$M_a = e^q \times e^{-E/k \times Temp_K} \times P_a^{-0.46}, \quad (5)$$

où M_a est la mortalité instantanée à l'âge a , P_a est le poids en grammes à l'âge a , q est un coefficient propre au sexe et à la densité (c'est la valeur pour la densité moyenne des femelles qui a été utilisée), E est l'énergie d'activation sexospécifique, $Temp_K$ est la température moyenne de l'eau de la zone en kelvins et k est le coefficient de Boltzmann (Cairns *et al.* 2014; Bevacqua *et al.* 2011).

L'équation de Lorenzen a moins de paramètres :

$$M_a = -\eta \times 3.00 \times P_a^{-0.288} \quad (6)$$

où η est un facteur d'ajustement qui influence l'extrant de forme et de survie maximale de la courbe (ASMFC 2012). Les deux courbes suivaient des formes similaires (figure 3D), mais l'estimation présentée dans Bevacqua *et al.* (2011) a constamment produit des valeurs de la survie plus élevées que l'équation de Lorenzen. Pour les combinaisons du taux de croissance et de la longueur de l'anguille argentée trouvées au Canada, les deux équations prédisaient une fourchette de la survie annuelle maximale comprise entre 86 et 99 %. La limite inférieure de cette fourchette est similaire à l'estimation de la survie des anguilles d'Europe adultes dans Dekker (2000), qui est de 87 %. Le fait de faire varier la constante, η , dans l'équation de Lorenzen (1996; équation 6) entre 0,063 et 0,21, a fait varier la survie annuelle entre environ 91 et 97 % pour le cycle biologique moyen au Canada (minimum de 83 % avec la plus petite longueur possible des anguilles argentées et maximum de 98 % avec la plus grande longueur des anguilles argentées), permettant à la courbe d'imiter la fourchette à la fois de l'équation de Lorenzen (1996) et de l'équation de Bevacqua *et al.* (2011; figure 3D). Pour l'estimation du poids, la longueur a été convertie à l'aide de l'équation 2. Le modèle supposait qu'une anguille jaune et une anguille argentée de même taille avaient la même mortalité naturelle.

Une valeur moyenne de 0,0055 de la survie annuelle a été utilisée en vue de représenter la survie des civelles (σ_C ; Jessop 2000). Il existe relativement peu de données sur la survie du stade de la larve leptocéphale et du stade océanique de l'anguille d'Amérique. De ce fait, la survie des larves leptocéphales (σ_L) a été déterminée afin d'obtenir un taux de croissance stable de la population (Young and Koops 2014). Avec cette méthode, la survie obtenue des larves leptocéphales dépend fortement des autres caractéristiques du cycle biologique pour une simulation donnée.

Dépendance à la densité

La dépendance à la densité a été intégrée dans le modèle de trois façons : survie des civelles, probabilité d'argenture et mortalité des anguilles. La dépendance à la densité dans la survie des civelles a été intégrée à l'aide de l'équation de recrutement de Beverton-Holt, où l'effet de la densité au moment t (d_t) est égal à :

$$d_t = \frac{\sigma_C \lambda_{\max} / \sigma_{C\lambda=1}}{1 + b_{dd} / K_C \times N_{C,t}} \quad (7)$$

où $N_{C,t}$ est le nombre de civelles au moment t , K_C est le nombre de civelles à la capacité de charge et b_{dd} est le facteur dépendant de la densité qui est résolu de sorte que $N_{C,t}$ est égal à K_C et d_t est égal à 1. λ est le taux de croissance de la population à temps discontinu : lorsqu'il est égal à 1, la taille de la population ne change pas. σ_C est la survie annuelle des civelles, lorsque λ équivaut à 1 ou que λ équivaut à $\lambda_{\max}$. $\lambda_{\max}$, le taux théorique maximal de croissance de la population, a été estimé à l'aide de l'équation de taille allométrique de Randall et Minns (2000), qui variait approximativement entre 1,2 et 1,5 pour les valeurs liées au cycle biologique

au Canada. À une densité de 0, la survie des civelles serait égale à sa valeur maximale ($\sigma_{C,\lambda} = \max$), qui diminue exponentiellement à mesure que la densité augmente.

Les effets dépendants de la densité de la pêche et de la survie des civelles se produisent tous deux au stade de la civelle, ce qui signifie qu'il faut supposer le moment relatif de ces événements. Deux options possibles ont été examinées : l'une où les effets dépendants de la densité se produisent avant la pêche de la civelle et l'autre où ces effets se produisent après la pêche de la civelle. Comme la pêche de la civelle retire des civelles de la population (réduisant donc $N_{C,t}$), l'hypothèse d'une dépendance à la densité après la pêche causera probablement un effet de compensation d_t plus important, même si la mortalité par pêche est la même. Lorsque les effets dépendants de la densité se produisent après la pêche de la civelle, la mortalité par pêche ($F_{civelle}$) est appliquée à $N_{C,t}$ dans l'équation 7 pour représenter le nombre de civelles réduit par la pêche :

$$d_e = \frac{\sigma_{C,\lambda=\max}/\sigma_{C,\lambda=1}}{1 + b_{dd}/K_C \times (N_{C,e} \times e^{-F_{civelle}})}, \quad (8)$$

La dépendance à la densité a également été intégrée à la probabilité d'argenture par un effet de densité sur les taux de croissance somatique. Des données récentes sur l'anguille en Ontario montrent une croissance plus rapide et une argenture à des âges plus jeunes, avec peu de variation dans la taille à l'argenture comparativement aux valeurs historiques (EPRI 2018). Cela pourrait résulter du relâchement de la suppression de la croissance dépendante de la densité due à la densité réduite des anguilles dans le Saint-Laurent (EPRI 2018). De plus, à New York, aux emplacements où elles sont présentes en densités plus faibles, la taille moyenne des anguilles était plus grande (Camhi *et al.* 2021). Afin de créer une dépendance à la densité pour le taux de croissance, un taux de croissance maximal ($tc_{\max}$) a été fixé à deux fois le taux de croissance à K (tc_K) lorsque la densité des anguilles jaunes est égale à 0, et un taux de croissance minimal ($tc_{\min}$) a été fixé à la moitié du taux de croissance à K :

$$tc_{a,t} = \begin{cases} tc_{\max} - tc_K \times \frac{N_{y,a,t}}{K_y} & \frac{N_{y,a,t}}{K_y} < K_{facteur} \\ tc_{\min} & \frac{N_{y,a,t}}{K_y} \geq K_{facteur} \end{cases} \quad (9)$$

où $tc_{a,t}$ est le taux de croissance à l'âge a , $N_{y,a,t}$ est la densité moyenne que chaque classe d'âge a de l'anguille jaune a connue dans sa vie, tc_K est le taux de croissance lorsque la densité des anguilles jaunes atteint sa capacité de charge, K_y . $K_{facteur}$ est le seuil critique de la densité où la première équation définie par parties croise $tc_{\min}$:

$$K_{facteur} = \frac{tc_{\min} - tc_{\max}}{-tc_K} \quad (10)$$

Le paramètre de l'équation de la probabilité d'argenture *int* (équation 3) varie selon le taux de croissance. Ainsi, lorsque la probabilité d'argenture selon l'âge dépendait de la densité, le paramètre *int* changeait pour chaque âge (int_a) et était déterminé par :

$$int_{a,t} = e^{(\alpha \times \frac{N_{y,a,t}}{K_y})} + \beta, \quad (11)$$

où α et β sont des paramètres dépendants du cycle biologique qui sont résolus de sorte que, lorsque $N_{y,a,t}$ est égal à K_y , le paramètre int_a est égal à sa valeur à tc_K .

De même, la possibilité que les taux de croissance dépendants de la densité influencent la mortalité a aussi été prise en compte, car la mortalité dépend de la taille (équation 6). Les taux de mortalité de chaque cohorte ont été calculés à l'aide de l'équation 5 en fonction des effets de la croissance dépendants de la densité. Avec relativement peu de données empiriques sur la

dépendance à la densité dans les populations d'anguilles d'Amérique, une sélection de combinaisons raisonnables a été étudiée. Toutes les analyses ont été réalisées avec l'une des trois options de modèle dépendantes de la densité. L'option « DD des civelles » n'incorporait que la dépendance à la densité dans la survie des civelles, σ_C . L'option « DD des civelles + Arg. » fait référence aux modèles avec une dépendance à la densité dans σ_C et la probabilité d'argenteure, γ_a . Enfin, l'option « DD des civelles + Arg. + Mort. » incluait la dépendance à la densité dans σ_C , γ_a et le taux de mortalité des anguilles.

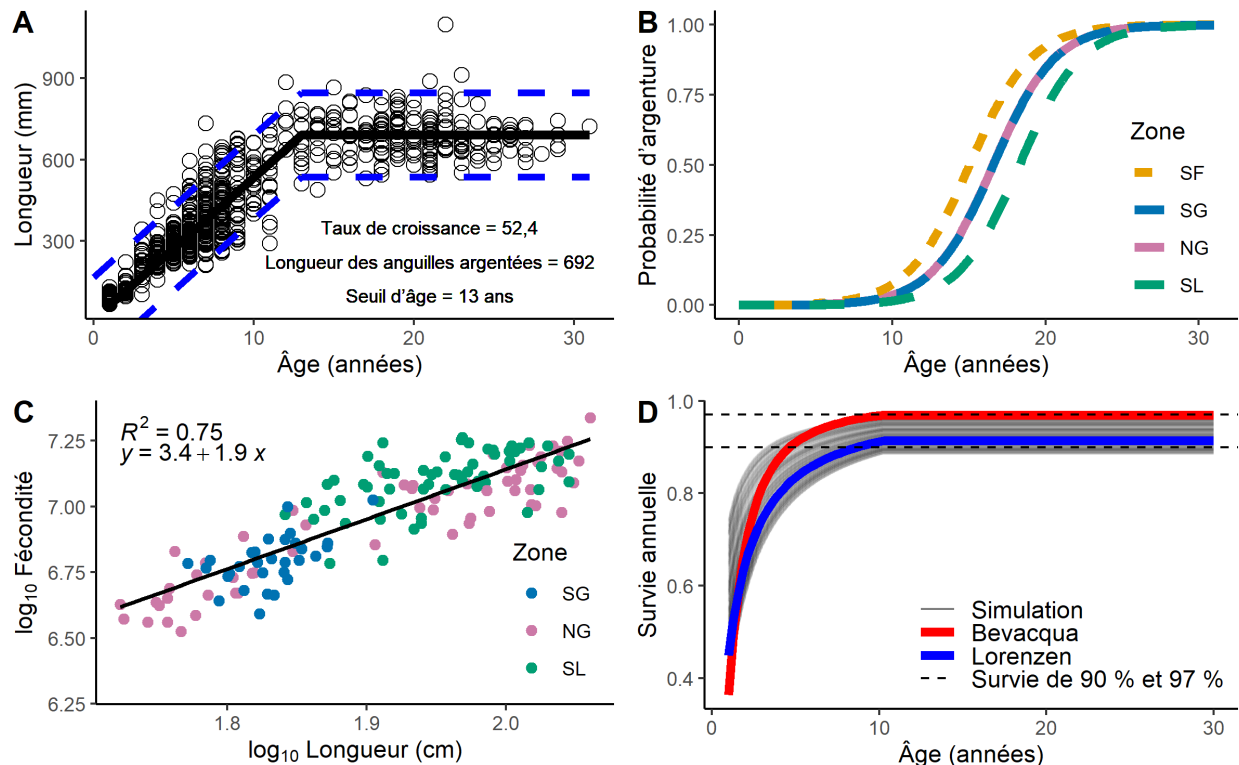


Figure 3. Relations dans le cycle biologique. Le panneau A) montre un exemple de croissance biphasique pour la zone du sud du golfe (ligne noire continue), avec les lignes d'intervalle de prédiction (lignes bleues). Le panneau B) illustre des exemples de la courbe logistique représentant la probabilité d'argenteure selon l'âge pour les zones géographiques canadiennes. Le panneau C) représente la relation fécondité-longueur d'après les données dans Tremblay (2009). Le panneau D) donne un exemple de l'équation de mortalité, montrant également les équations de Bevacqua et al. (2011) et de Lorenzen (1996).

STRUCTURE DU MODÈLE DE POPULATION

Le modèle était un modèle matriciel de population avant la reproduction, structuré par âge, avec un pas de temps annuel (figure 4), sauf pour le stade de l'anguille argentée (A), qui comprend plusieurs âges. Dans le modèle, la phase de la larve leptocéphale/civelle transparente (L), la phase de la civelle (C) et le stade de l'anguille argentée où cette dernière migre de son bassin versant vers la mer des Sargasses prennent tous une année (COSEPAC 2012), l'anguille passant la majeure partie de sa vie sous la forme d'une anguille jaune (J). Comme le stade de l'anguille jaune représente la majeure partie de la durée de vie, les âges des anguilles jaunes ont été combinés en trois stades généraux pour certaines analyses. Ces trois stades ont été définis en fonction du seuil d'âge de l'équation biphasique (équation 1) : les jeunes anguilles jaunes étaient les anguilles après le stade de la civelle jusqu'à la moitié du seuil d'âge; les anguilles jaunes modérément âgées étaient les anguilles de la moitié du seuil d'âge jusqu'au

seuil d'âge; les anguilles jaunes âgées étaient les anguilles qui avaient passé le seuil d'âge (c'est-à-dire assez âgées pour être argentées). Toutes les analyses du modèle ont été réalisées dans R 4.3.1 (R Core Team 2023).

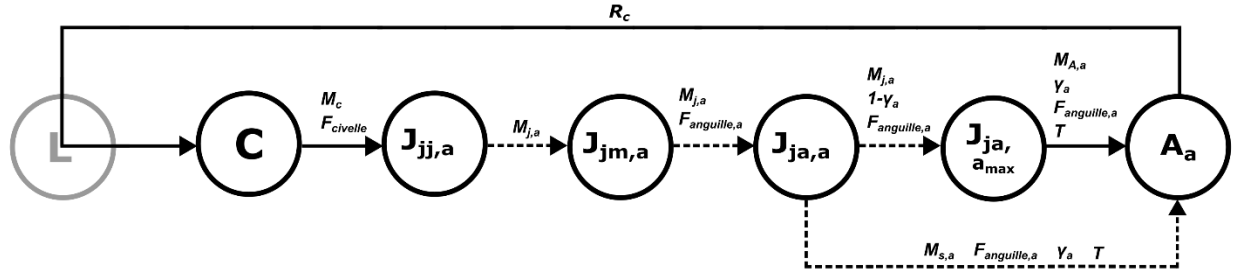


Figure 4. Représentation schématique du modèle matriciel de population. Les lettres L, C, J et A représentent respectivement les stades principaux de la larve leptocéphale, de la civelle, de l'anguille jaune et de l'anguille argentée. Les lignes continues représentent une transition d'un stade au suivant; les lignes tiretées représentent les transitions entre les âges à l'intérieur d'un stade. Le stade de la larve leptocéphale (L) est représenté en gris parce qu'il s'agit d'un modèle avant la reproduction et que le nombre de larves leptocéphales n'est pas suivi dans le vecteur de population. a est l'âge et a_{max} est la longévité maximale. L'indice jj désigne les jeunes anguilles jaunes, l'indice jm désigne les anguilles jaunes modérément âgées qui ne sont pas assez âgées pour être argentées et l'indice ja désigne les anguilles jaunes assez âgées pour être argentées. M_c est la mortalité des civelles et M_a est la mortalité à un âge donné. F est la mortalité par pêche, T est la mortalité due aux turbines, R_c est le recrutement des civelles en eau douce et γ_a est la probabilité d'argenture à l'âge a .

La matrice de transition M est donnée par :

$$M = \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & R_e \\ C & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & J_{jj,a} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \ddots & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & J_{jm,a} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \ddots & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & J_{ja,a} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \ddots & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & J_{ja,a_{max-1}} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & A_a & \dots & A_{a_{max-1}} & A_{a_{max}} & 0 \end{bmatrix} \quad (12)$$

L'abondance par stade, n , chaque année, t , est calculée à partir de :

$$n_{t+1} = M_n n_t \quad (13)$$

Les dimensions de la matrice étaient déterminées par l'âge maximal des anguilles jaunes (fixé à 25 pour toutes les zones) plus 1. Chaque année, les valeurs de la matrice de transition changeaient selon la densité de la population, qui peut influencer la survie des larves leptocéphales, la probabilité d'argenture ou la mortalité selon le modèle de dépendance à la densité utilisé. La valeur propre dominante de la matrice représente le taux de croissance de la population (λ) et indique l'état à long terme de la population. Une valeur de λ supérieure à 1 indique que la population augmente de manière exponentielle, une valeur de λ égale à 1 dénote une population stable, et une valeur de λ inférieure à 1 signale une population qui diminue vers 0. Le vecteur propre droit dominant de la matrice représente la distribution du stade stable de la population et indique la distribution proportionnelle des individus entre les stades ou les âges. Il

est possible de s'en servir pour estimer le nombre d'individus dans tous les autres stades ou âges, si l'une de ces données est connue, en supposant l'équilibre.

Dans le modèle avant la reproduction, le paramètre de recrutement R_c est déterminé par la fécondité individuelle moyenne, f , et la survie des larves leptocéphales, σ_L :

$$R_c = f \times \sigma_L \quad (14)$$

Le stade de la civelle (C) inclut la survie annuelle des civelles (σ_C), la mortalité instantanée par pêche ($F_{civelle}$) et la proportion de femelles dans la population ($prop_f$), égale à la moyenne canadienne de 95 % de femelles (Cairns *et al.* 2014).

$$C = (e^{-(F_{civelle})} \times \sigma_C \times prop_f) \times d_c \quad (15)$$

Les mortalités (M_a), les probabilités d'argenture (γ_a) et les paramètres de mortalité d'origine anthropique sont propres à l'âge pour les anguilles jaunes et argentées. $F_{anguille,a}$ est la mortalité instantanée par pêche, qui influence toutes les anguilles plus grandes que la taille minimale pour la pêche (voir la section Dommages d'origine anthropique plus loin). La mortalité due aux turbines (T) peut aussi toucher les anguilles argentées, car elle concerne toutes les anguilles argentées qui migrent vers la haute mer. La transition au stade de l'anguille jaune pour un âge de a est donnée par l'équation :

$$J_a = (1 - \gamma_a) \times e^{-(M_{J,a} + F_{anguille,a})} \quad (16)$$

Et la transition au stade de l'anguille argentée pour un âge de a est donnée par l'équation :

$$A_a = \gamma_a \times e^{-(M_{A,a} + F_{anguille,a} + T)} \quad (17)$$

Stochasticité

En vue de tenir compte de l'incertitude dans les caractéristiques du cycle biologique, la stochasticité a été incluse dans les paramètres du modèle sur l'ensemble des répétitions de simulation. Les variables du cycle biologique (p. ex. taux de croissance, longueur des anguilles argentées, fécondité) ont été générées aléatoirement à partir des distributions définies afin de représenter la variation possible des caractéristiques dans l'aire de répartition canadienne.

Les combinaisons de caractéristiques du cycle biologique tirées au hasard ne sont pas toutes biologiquement raisonnables. De ce fait, les combinaisons irréalistes (p. ex. une très grande longueur des anguilles argentées combinée à un taux de croissance très faible) ont été écartées. L'intervalle de prédiction autour de la corrélation observée entre la longueur des anguilles argentées et les taux de croissance (d'après Cairns 2014; taux de croissance convertis en taux de croissance biphasique) a été utilisé pour définir la gamme raisonnable de combinaisons pour les eaux canadiennes (figure 5). Seules les simulations avec un seuil d'âge compris entre 7 et 17 ans ont été utilisées pour l'analyse.

Les fourchettes pour les zones canadiennes ont été établies à l'aide des taux de croissance moyens et des longueurs des anguilles argentées tirés de Cairns *et al.* (2014), ainsi que des écarts-types moyens canadiens pour le taux de croissance et la longueur des anguilles argentées (dérivés des intervalles de prédiction ajustés au modèle biphasique, voir l'annexe 1). La fourchette a été fixée à la valeur moyenne selon la documentation du taux de croissance converti ou à une longueur des anguilles argentées $\pm 1,96$, multipliée par l'écart-type à l'échelle du Canada pour le taux de croissance (7,95 mm/an) et la longueur des anguilles argentées (89 mm). Pour la plupart des zones, cette méthode englobait la fourchette trouvée dans la documentation, sauf pour la zone du nord du golfe. Les limites de cette zone ont donc été repoussées pour couvrir pleinement la grande diversité du cycle biologique observée à cet

emplacement (tableau 1). Ces fourchettes forment des sous-groupes dans l'échantillonnage à l'échelle du pays où il est probable de trouver certains cycles biologiques au Canada.

Tableau 1. Fourchettes des combinaisons du taux de croissance et des longueurs des anguilles argentées pour chaque zone, y compris la fourchette canadienne globale.

Zone	Fourchette de taux de croissance (mm/an)	Fourchette de longueurs des anguilles argentées (mm)
À l'échelle du pays (Canada)	25 – 85	350 – 1 100
Scotia-Fundy (SF)	25 – 55	350 – 725
Sud du golfe (SG)	30 – 60	500 – 850
Nord du golfe (NG)	45 – 85	500 – 1 025
Bassin du Saint-Laurent (SL)	50 – 85	750 – 1 100

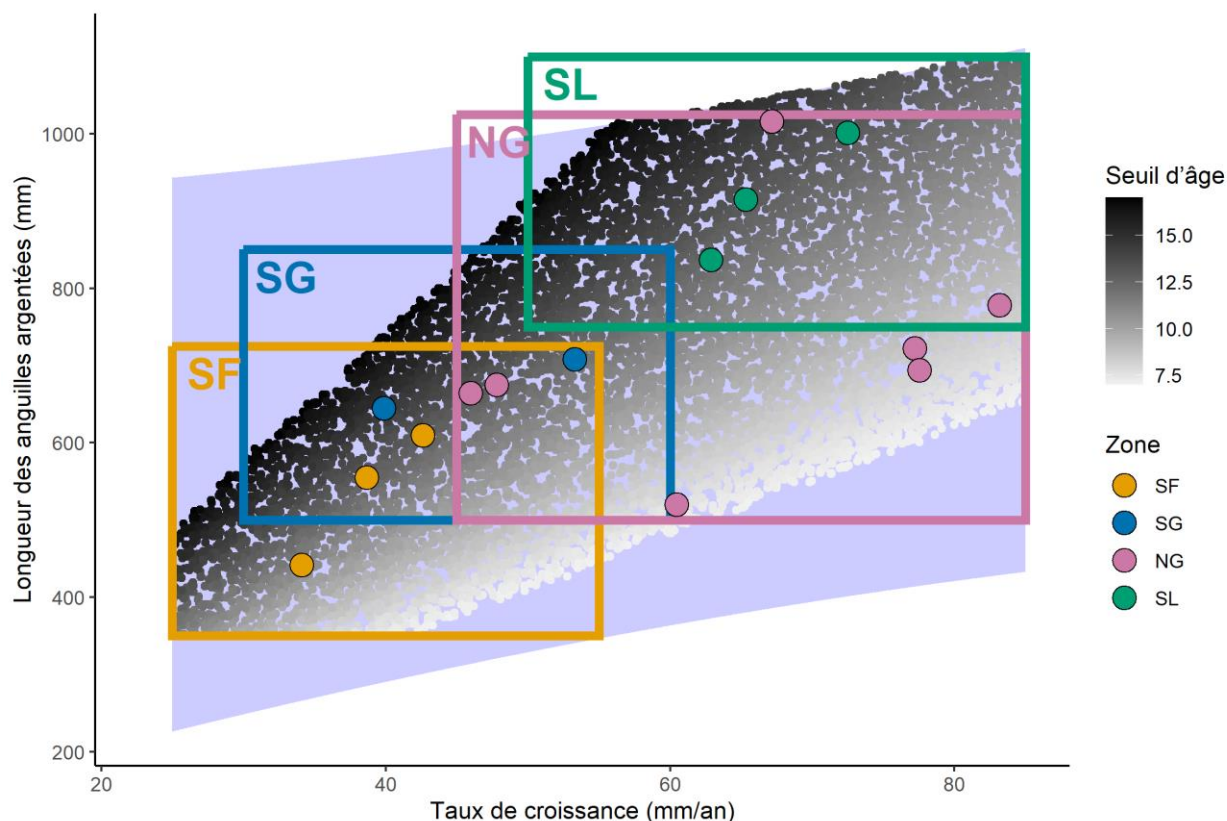


Figure 5. Distribution des taux de croissance biphasique et des longueurs des anguilles argentées sélectionnées pendant les simulations stochastiques. La bande de l'intervalle de prédiction de la corrélation (la zone ombrée en bleu) montre la relation entre le taux de croissance et la longueur des anguilles argentées. Les boîtes représentent la variation de la croissance propre à la zone, fondée sur deux écarts-types de la moyenne, sauf pour les fourchettes du nord du golfe qui ont été élargies de façon à mieux refléter ce qui se trouve dans la documentation. Les points colorés représentent les valeurs dans la documentation et les points plus petits en nuances de gris montrent les combinaisons possibles, ombrés selon le seuil d'âge.

La stochasticité a aussi été incluse dans la longueur des civelles, la fécondité, les valeurs de la mortalité et la valeur de λ_{max} . La longueur des civelles a varié uniformément selon les valeurs minimales et maximales et l'écart-type de 3,26 mm (Jessop 2010) multiplié par 1,96. Pour la valeur de la fécondité, bien que l'équation de la relation fécondité-longueur (équation 4) ait été utilisée, l'extrait a été varié à l'aide d'un coefficient de variation de 10 % afin de permettre une

variation supplémentaire tout en conservant la forme globale de la relation (plutôt qu'un coefficient de variation plus grand). La mortalité a varié parce que le paramètre d'ajustement η (équation 5) a pu varier uniformément entre 0,063 et 0,21. La survie des civelles a varié selon une distribution uniforme allant de 0,0052 à 0,0057 (Jessop 2000). La valeur de λ_{max} a varié uniformément entre 1,2 et 1,5, les valeurs estimées du taux maximal de croissance de la population étant fondées sur les paramètres du cycle biologique (Randall and Minns 2000).

Tableau 2. Résumé des principaux paramètres du cycle biologique utilisés dans le modèle.

Paramètre	Définition	Fourchette	Génération
LArg	Longueur des anguilles argentées (mm)	350 – 1 100	Simulation (figure 5)
tc	Taux de croissance biphasique (mm/an)	25 – 85	Simulation (figure 5)
lc	Longueur des civelles (mm)	57 – 69	Simulation (figure 5)
γ_a	Probabilité d'argenture à l'âge a	S. O.	Calcul (équation 3)
σ_L	Survie annuelle des larves leptocéphales	$2,0 \times 10^{-5}$ – $7,2 \times 10^{-3}$	Résolution pour donner un extrant stable
σ_c	Survie annuelle des civelles	0,0052 – 0,0057	Jessop (2000)
$M_{j,a}$	Mortalité instantanée des anguilles jaunes à l'âge a	S. O.	Calcul (équation 6)
$M_{A,a}$	Mortalité instantanée des anguilles argentées à l'âge a	S. O.	Calcul (équation 6)
f	Nombre d'œufs produits par les anguilles argentées; fécondité	$1,3 \times 10^6$ – $2,2 \times 10^7$	Calcul (équation 4)
F	Mortalité instantanée par pêche pour les anguilles ($F_{anguille}$) ou les civelles ($F_{civelle}$)	$F_{anguille} : 0 – 1$ $F_{civelle} : 0 – 6$	Génération aléatoire
T	Mortalité instantanée due aux turbines	0 – 0,69	Génération aléatoire

Dommmages d'origine anthropique

La mortalité par pêche était représentée à l'aide du taux instantané de mortalité par pêche (F). Elle pouvait s'appliquer au stade de l'anguille (jaune et argentée, $F_{anguille}$), au stade de la civelle ($F_{civelle}$) ou aux deux. Plusieurs tailles minimales pour la pêche ont été testées, notamment une taille minimale de 350 mm (Bradford *et al.* 2022). Dans les États américains bordant l'Atlantique, la taille minimale pour la pêche est de neuf pouces (arrondie à 200 mm; ASMFC 2024). Une taille minimale plus grande, de 530 mm, a également été envisagée (J.F. Dumont, MELCCFP, comm. pers.).

Des distributions selon la longueur propre à l'âge ont été générées de façon à trouver la proportion d'anguilles de taille supérieure à la taille minimale pour la pêche (p_{min}) qui est vulnérable à la pêche. La taille maximale et minimale selon l'âge prévue a été déterminée par le calcul de la pente entre la longueur des civelles et la longueur maximale et minimale des anguilles argentées (selon un intervalle moyen de prédiction de ± 175 mm; annexe 1). Il a été supposé que, pour les anguilles, la distribution était uniforme entre la longueur minimale et maximale prévue à un âge donné ($longueur_{a,min}$ et $longueur_{a,max}$), afin de tenter d'englober la variation possible de la fourchette.

La valeur de $F_{anguille,a}$ est donc :

$$F_{anguille,a} = -\log(1 - (1 - e^{F_{anguille}}) \times p_{min,a}) \quad (18)$$

La mortalité due aux turbines (T) a une incidence sur la migration des anguilles argentées vers la haute mer. Dans la zone du bassin du Saint-Laurent, les anguilles argentées du lac Ontario doivent franchir plusieurs barrages pour retourner dans la mer des Sargasses (barrages de Moses-Saunders et de Beauharnois), ce qui entraîne un taux de mortalité cumulative estimé à 40 % (Cairns *et al.* 2014; COSEPAC 2012). Les anguilles de certains emplacements dans d'autres zones peuvent n'avoir qu'une seule turbine à traverser pour atteindre l'océan Atlantique (p. ex. au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, Cairns *et al.* 2014). C'est pourquoi l'incidence de la mortalité due aux turbines sur les points de référence pour les pêches a été évaluée avec une mortalité allant de 0 % (aucune turbine sur la voie de la migration des anguilles argentées) à 50 % ($T = 0$ à $T = 0,693$).

Analyse du modèle de population

L'objectif premier du modèle de population était d'estimer à la fois le point de référence limite et le point de référence supérieur en fonction de la mortalité pour l'anguille d'Amérique dans les différentes zones géographiques du Canada (figure 1; Cairns *et al.* 2014; MPO 2014); cependant, ces estimations dépendent du paramètre utilisé pour évaluer l'état du stock. Il existe différents paramètres pour évaluer l'état du stock. Trois paramètres ont été pris en compte dans la présente analyse : le rendement maximal durable, le nombre de reproducteurs par recrue et l'échappée d'anguilles argentées.

Après une analyse préliminaire (annexe 2), c'est l'échappée d'anguilles argentées qui a été retenue comme paramètre privilégié pour évaluer l'état du stock. Elle fournissait des points de référence fondés sur la mortalité généralement plus cohérents et plus robustes que le rendement maximal durable dans la plupart des scénarios du modèle. Les estimations fondées sur l'échappée d'anguilles argentées et le nombre de reproducteurs par recrue étaient similaires et fortement corrélées. Dans le scénario du modèle où la dépendance à la densité se produit après la mortalité par pêche des civelles, cependant, le nombre de reproducteurs par recrue était insensible à la mortalité par pêche malgré des baisses importantes de l'abondance de la population. Il a donc été décidé que le nombre de reproducteurs par recrue ne convenait pas pour évaluer l'état du stock dans cette analyse. L'échappée d'anguilles argentées était exprimée comme un pourcentage comparant le nombre de reproducteurs (anguilles argentées) d'une population exploitée au nombre de reproducteurs en l'absence de mortalité par pêche. Pour l'analyse, le point de référence supérieur a été fixé à 50 % de l'échappée d'anguilles argentées (EAA_{50}) et le point de référence limite, à 30 % de l'échappée d'anguilles argentées (EAA_{30}). Il a ainsi été possible de faire des comparaisons avec d'autres estimations basées sur des points de référence fondés sur la mortalité d'après le nombre de reproducteurs par recrue pour l'anguille d'Amérique (Bradford *et al.* 2022; Chaput et Cairns 2011; CIEM 2001). Les points de référence fondés sur la mortalité sont donc F_{50} et F_{30} . La plus petite valeur de pêche pouvant mener à l'extinction ($F_{extinction}$) a été calculée afin d'examiner dans quelle mesure le point de référence supérieur et le point de référence limite étaient prudents.

Détermination des points de référence fondés sur la mortalité

L'échappée d'anguilles argentées a été calculée en tant que ratio des anguilles argentées avant et après l'application de la mortalité par pêche. Elle est donc égale à :

$$EAA = \frac{prop_{\text{argentées après}}}{prop_{\text{argentées avant}}} \quad (19)$$

Dix mille essais stochastiques ont été réalisés en vue de produire des valeurs pour l'échappée d'anguilles argentées couvrant une variété de caractéristiques du cycle biologique, de taux de mortalité par pêche (anguille et civelle) et de scénarios de dépendance à la densité. C'est la médiane des valeurs de F dont l'estimation de l'échappée d'anguilles argentées se situait à

moins de 0,01 de l'objectif qui a été utilisé pour estimer F_{50} et F_{30} (p. ex. de 0,49 à 0,51 pour l'obtention des estimations de F_{50}). Des simulations supplémentaires ont été effectuées afin d'avoir une taille d'échantillon supérieure à 50 pour chaque estimation de F_{50} ou de F_{30} . Il est important de noter que, pour cette analyse, les valeurs de F_{50} et de F_{30} ont été calculées d'après la supposition que la population sous-jacente était en bonne santé (c'est-à-dire à partir de la capacité de charge), et qu'elles reflètent les valeurs de la mortalité par pêche susceptibles de donner une échappée d'anguilles argentées de 50 % ou de 30 %, respectivement. La valeur de F_{30} n'est donc pas la pression de la pêche équivalente trouvée à la figure 1 qui, plutôt que d'être plus grande que F_{50} , devrait plutôt diminuer de manière à favoriser le retour du stock à un état sain. La valeur de F_{30} calculée dans cette analyse peut être considérée comme la valeur maximale de F que le stock devrait soutenir avant de tomber dans la zone critique.

Mille essais stochastiques ont été effectués pour le calcul de $F_{extinction}$. Pour ce faire, la densité de la population a été fixée à 0 (de sorte que la population subisse λ_{max}) et la mortalité par pêche a été résolue de manière à ce que λ corresponde à 1. Il n'a pas toujours été possible de calculer $F_{extinction}$; cela s'est produit dans les simulations où la taille minimale pour la pêche était suffisamment grande pour toujours permettre une échappée suffisante pour que la population persiste continuellement (ce qui arrivait davantage à mesure que la taille minimale pour la pêche augmentait). Les essais avec une valeur très élevée de $F_{extinction}$ ont été rejetés; c'est pourquoi les hypothèses n'ont pas toutes une taille d'échantillon égale à 1 000.

Des simulations incluant la mortalité aléatoire des anguilles argentées due aux turbines ainsi que la mortalité par pêche ont aussi été exécutées. La valeur de la mortalité due aux turbines (T) variait entre 0 et 50 % des taux de mortalité annuels (de 0 à 0,693 du taux de mortalité instantané). Ces essais ont permis de calculer des régressions linéaires multiples afin de déterminer la relation potentielle entre l'échappée d'anguilles argentées, la mortalité par pêche et la mortalité due aux turbines, ainsi qu'une caractéristique clé du cycle biologique, c'est-à-dire la longueur des anguilles argentées. Pour ces simulations, la taille minimale pour la pêche pouvait varier entre 200 mm et l'entier relatif de 80 % de la longueur des anguilles argentées de cet essai, arrondi au centimètre le plus proche (p. ex. la taille minimale pour la pêche pouvait être de 410 mm, mais pas de 405 mm). Il a ainsi été possible d'inclure la taille minimale pour la pêche comme covariable dans les régressions linéaires multiples pour les pêches de l'anguille.

Ces régressions reliaient les variables du cycle biologique et de la mortalité d'origine anthropique ainsi que l'objectif d'échappée à la mortalité instantanée par pêche (F). Chaque régression comportait jusqu'à quatre covariables : l'échappée d'anguilles argentées (ESC); la mortalité instantanée due aux turbines (T); la longueur des anguilles argentées (L_{Arg}); la taille minimale pour la pêche de l'anguille (TM). Si une covariable n'augmentait pas le R^2 d'un modèle d'au moins 1 %, elle était considérée comme n'ayant pas d'effet important sur l'efficacité prédictive du modèle et n'était pas incluse. Les hypothèses (p. ex. l'absence de colinéarité entre les variables et la normalité des résidus normalisés) ont été vérifiées pour chaque modèle. Il a ensuite été possible d'utiliser les résultats de ces régressions pour prédire les valeurs de F_{50} et de F_{30} pour des cycles biologiques donnés et la mortalité due aux turbines. Les régressions ont également servi à visualiser l'incidence de l'ajout de la mortalité due aux turbines sur les points de référence fondés sur la mortalité, par le calcul des points de référence fondés sur la mortalité prévus compte tenu d'un cycle biologique aléatoire et d'une mortalité aléatoire due aux turbines. De même, pour la pêche de l'anguille, l'effet de la taille minimale pour la pêche sur les points de référence fondés sur la mortalité a aussi été étudié. La variance approximative autour des points de référence fondés sur la mortalité prédits a été générée par le calcul des points de référence fondés sur la mortalité pour un cycle biologique moyen au Canada $\pm 0,01$ de l'objectif d'échappée d'anguilles argentées.

Matrice des risques

Bien que les points de référence fondés sur la mortalité calculés de manière déterministe soient utiles comme lignes directrices, ils ne reflètent aucun risque possible de ne pas atteindre l'objectif d'échappée d'anguilles argentées dans un environnement stochastique (autrement dit, en cas d'exploitation à F_{50} , quelle est la probabilité de dépasser EAA_{50} après une période donnée?). De plus, les points de référence fondés sur la mortalité déterministes ne tiennent pas compte de la façon dont la taille initiale de la population peut influencer la définition des points de référence. Par exemple, si la taille d'une population est bien en dessous de sa capacité de charge (K), le point de référence fondé sur la mortalité devra probablement être réduit, comparativement à celui d'une population en meilleure santé. Des simulations avec une stochasticité dans le cycle biologique et une stochasticité interannuelle du taux de survie ont été réalisées dans le cadre de cette analyse des risques.

Chaque simulation individuelle pour les cartes des risques avait une échappée d'anguilles argentées initiale comprise entre 0,1 et 1, générée par l'ajout d'une mortalité aléatoire par pêche à un tirage aléatoire du cycle biologique. Les valeurs initiales de l'échappée d'anguilles argentées ont été regroupées par incréments de 0,1. Cette valeur initiale suppose que la population a été perturbée, mais qu'elle avait atteint son état stable. La simulation a ensuite mis à l'essai une fourchette de valeurs d'essai différentes de F (fourchette de 0 à 0,5 pour la pêche de l'anguille; de 0 à 2,5 pour la pêche de la civelle lorsque la dépendance à la densité se produit avant la pêche; de 0 à 6 pour la pêche de la civelle lorsque la dépendance à la densité se produit après la pêche, toutes regroupées par classes pour qu'il y ait un total de 10 incréments), et elle a mesuré l'échappée d'anguilles argentées obtenue après une période donnée. Pour chaque année de la simulation, la stochasticité interannuelle était incluse (voir ci-après). Ce processus a été répété de sorte que chaque combinaison d'échappée d'anguilles argentées de départ, regroupée par classes, et de valeur de F , elle aussi regroupée par classes, avait environ 500 répétitions de tirages indépendants du cycle biologique.

L'analyse des risques a été visualisée à l'aide d'une carte des risques fondée sur la probabilité. La probabilité d'être au-dessus d'un seuil donné de l'échappée d'anguilles argentées est le nombre d'essais qui se sont terminés égaux au seuil ou au-dessus de celui-ci, divisé par le nombre d'essais pour cette combinaison de classes. Par exemple, si 65 essais sur 500 se sont terminés avec une échappée d'anguilles argentées égale ou supérieure à 0,5, alors la probabilité d'être au-dessus d' EAA_{50} pour cette combinaison de l'échappée d'anguilles argentées initiale et de F serait de 0,13. Cette probabilité a été calculée pour toutes les combinaisons de classes, pour les pêches de l'anguille et de la civelle, ainsi que pour les combinaisons de mécanismes de dépendance à la densité. Les horizons temporels différents des simulations différaient pour les essais liés à la pêche de l'anguille et de la civelle. Comme la pêche de la civelle ne concerne qu'une seule classe d'âge par année, au début du cycle biologique de l'espèce, il faut du temps pour que les effets de cette pêche se fassent ressentir dans la population, ce qui crée un délai inhérent. La pêche de l'anguille, quant à elle, touche plusieurs stades biologiques chaque année et la population réagit donc presque sans délai. C'est pourquoi les simulations s'étalaient sur 10 ans pour les anguilles, une unité de temps courante pour la gestion des pêches, mais sur 25 ans pour les civelles, afin de laisser le temps à la mortalité par pêche d'influencer la population.

La variation interannuelle de la survie a été intégrée dans les analyses des risques pour la simulation de la variation environnementale. La variation a été ajoutée à la mortalité instantanée à l'aide d'une distribution bêta étirée (qui a été redimensionnée pour permettre des valeurs supérieures à 1). La distribution bêta étirée s'approche d'une distribution normale, mais supprime les valeurs extrêmes de façon à éviter les grands écarts occasionnels par rapport à la moyenne (Morris and Doak 2002). Un coefficient de variation de 0,2 et de 0,05 a été appliqué

aux valeurs de la survie pour les anguilles jaunes et argentées ainsi que pour les larves leptocéphales et les civelles, respectivement. Comme la mortalité instantanée pour les larves leptocéphales et les civelles était très élevée, même de légères perturbations pouvaient entraîner des augmentations irréalistes de la survie. La survie et la variation associées aux larves leptocéphales, aux civelles et aux anguilles argentées étaient indépendantes de tous les autres stades biologiques. Les anguilles jaunes étaient divisées en trois groupes couvrant de larges catégories d'âges corrélées avec un facteur de 0,5. Ces stades reposaient sur la position de l'âge dans la courbe de l'âge biphasique (équation 1), comme décrit précédemment. Par exemple, si une année était mauvaise pour la survie des jeunes anguilles jaunes, il était plus probable que l'année était également mauvaise pour les anguilles modérément âgées, tandis que les variations pour les larves leptocéphales, les anguilles jaunes et les anguilles argentées étaient indépendantes.

Analyse de sensibilité

Une analyse déterministe de l'élasticité (Caswell 2001) a été réalisée sur le modèle afin de déterminer les caractéristiques du cycle biologique qui avaient le plus grand effet sur le taux de croissance de la population. Pour une valeur du cycle biologique v (p. ex. fécondité, survie des civelles, mortalité par pêche des anguilles jaunes), l'élasticité (ε_v) est calculée par l'équation suivante (Caswell 2001) :

$$\varepsilon_v = \frac{v}{\lambda} \sum_i \sum_j \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}} \frac{\partial a_{ij}}{\partial v}, \quad (20)$$

où a_{ij} est l'élément matriciel dans la ligne i et la colonne j et λ est le taux de croissance de la population à temps discontinu. Plus l'ampleur de l'élasticité est grande, plus l'effet proportionnel est important sur le taux de croissance de la population lorsque ce taux vital change. Ces élasticités ont été calculées à l'aide de 1 000 simulations stochastiques du cycle biologique. En raison de la durée du stade de l'anguille jaune et des grandes différences dans la mortalité par pêche et la probabilité d'argenture entre les âges des anguilles jaunes, ce stade a été étudié à la fois comme une classe entière et comme des sous-ensembles fondés sur l'âge : les anguilles jaunes jeunes, modérément âgées et âgées (décrits précédemment). L'analyse déterministe de l'élasticité de λ ne permet pas d'inclure la dépendance à la densité.

Une analyse de sensibilité supplémentaire a été réalisée à l'aide de simulations permettant d'examiner l'influence des paramètres incertains du cycle biologique (longueur des civelles, taux de croissance, longueur des anguilles argentées, fécondité et valeurs de la survie) sur les estimations du nombre d'anguilles argentées. Une estimation initiale du nombre d'anguilles argentées a été calculée pour un ensemble de caractéristiques du cycle biologique; un paramètre du cycle biologique a été perturbé (une fourchette uniforme d'un changement $\pm 10\%$), puis le nombre d'anguilles argentées a été recalculé. Pour les valeurs de la survie, la survie instantanée a été perturbée en raison de valeurs extrêmes (très proches de 0 ou de 1). Lorsque des variables influençant d'autres caractéristiques du cycle biologique étaient perturbées, les variables concernées ont été mises à jour pour refléter la nouvelle valeur. Par exemple, si la longueur des anguilles argentées était perturbée, la fécondité était recalculée en fonction de la nouvelle longueur des anguilles argentées. Le nouveau nombre d'anguilles argentées était généré avec le nouveau cycle biologique et le pourcentage de variation entre les nombres d'anguilles argentées était déterminé. Cette simulation a été réalisée à l'aide de 1 000 simulations pour chaque variable du cycle biologique. Si le pourcentage de variation du nombre d'anguilles argentées était supérieur à 10 %, le modèle était sensible aux variations de cette variable; si le pourcentage de variation du nombre d'anguilles argentées était inférieur à 10 %, le modèle n'était pas sensible à cette variable du cycle biologique. La corrélation entre le pourcentage de variation des variables du cycle biologique et le pourcentage de variation du nombre d'anguilles argentées est examinée à l'annexe 4.

RÉSULTATS

POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LA MORTALITÉ

Pour la pêche de la civelle, l'hypothèse du moment où la dépendance à la densité intervient dans la survie des civelles par rapport à la mortalité par pêche a des effets importants sur le paramètre de l'échappée d'anguilles argentées dans le modèle (figure 6; tableau 3). Lorsque la dépendance à la densité survient après la mortalité par pêche, la population est plus résistante à la mortalité liée à la pêche de la civelle pendant que l'échappée reste relativement élevée; cependant, à mesure que la mortalité par pêche continue d'augmenter, l'échappée d'anguilles argentées diminue rapidement vers 0. Lorsque la dépendance à la densité se produit avant la pêche, l'échappée d'anguilles argentées baisse rapidement à des valeurs de pêche inférieures, puis cette baisse ralentit à mesure que la mortalité par pêche augmente et que l'échappée d'anguilles argentées approche de 0. Du fait de cette différence de profil, les valeurs de F_{50} et de F_{30} sont supérieures si la dépendance à la densité se produit après la pêche, mais elles sont aussi beaucoup plus variables. Plus il y avait de mécanismes de dépendance à la densité inclus dans la simulation, plus les points de référence fondés sur la mortalité étaient variables (et, dans le cas de la dépendance à la densité survenant après la pêche, plus ils étaient élevés également). Cependant, il y avait relativement peu de différences dans les points de référence fondés sur la mortalité entre les zones (tableau 3).

La relation entre F et l'échappée d'anguilles argentées pour la pêche de l'anguille ressemble à celle de la pêche de la civelle lorsque la dépendance à la densité se produit avant la pêche : un déclin rapide à des valeurs de pêche faibles, qui ralentit ensuite à mesure que le taux de pêche augmente (figure 7). La taille minimale pour la pêche influence cette relation, des tailles minimales petites étant associées à des valeurs faibles de F_{50} et de F_{30} , et à une variabilité globale moindre (figure 7; tableau 4). Comme pour les résultats de la pêche de la civelle, lorsque davantage de mécanismes de dépendance à la densité étaient inclus dans les simulations du modèle, les estimations de F_{50} et de F_{30} étaient plus grandes et plus variables. L'état du stock pour la pêche de l'anguille était fortement influencé par la longueur des anguilles argentées dans une simulation donnée, des longueurs grandes des anguilles argentées étant associées à des valeurs faibles de l'échappée d'anguilles argentées pour la même valeur de F . Contrairement à la pêche de la civelle, les points de référence fondés sur la mortalité différaient sensiblement entre les zones (tableau 4). La zone de Scotia-Fundy (SF) avait constamment les points de référence fondés sur la mortalité les plus élevés et l'estimation la plus petite concernait toujours la zone du Saint-Laurent (SL; tableau 4).

Les estimations de F_{50} et de F_{30} ont été comparées à $F_{extinction}$ de façon à déterminer si des valeurs de 50 % et 30 % de l'échappée d'anguilles argentées comme points de référence étaient prudentes (tableau 5). Les estimations de $F_{extinction}$ étaient généralement similaires entre les zones et étaient supérieures lorsque la dépendance à la densité n'agissait que sur le stade de la civelle. Dans la plupart des scénarios de simulation, les points de référence fondés sur la mortalité n'étaient pas proches des valeurs de $F_{extinction}$. F_{30} était généralement inférieure à 50 % de $F_{extinction}$, sauf lorsque la dépendance à la densité au stade de la civelle agissait après la pêche; dans ce scénario, F_{30} s'établissait à environ 86 à 100 % de $F_{extinction}$, ce qui indique que 30 % de l'échappée d'anguilles argentées n'est pas un point de référence prudent. D'autres simulations ont été réalisées pour comparer l'échappée d'anguilles argentées et $F_{extinction}$ pour une pêche de la civelle dans laquelle la dépendance à la densité intervient avant ou après la pêche pour les simulations d'un cycle biologique unique entre les valeurs de λ_{max} (figure 8). La valeur de $F_{extinction}$ augmentait avec λ_{max} , mais ne variait pas en fonction du moment où la dépendance à la densité agissait. Les courbes de l'échappée, cependant, différaient : la courbe suivait une forme plus convexe lorsque la dépendance à la densité agissait avant la pêche, et

plus concave lorsqu'elle intervenait après la pêche. L'échappée était ainsi plus importante aux niveaux de pêche plus proches de $F_{extinction}$ lorsque la dépendance à la densité agissait après la pêche.

Pour suivre le stock et déterminer son état selon l'approche de précaution, il serait possible d'utiliser l'échappée d'anguilles argentées directement. Cependant, à certains emplacements, il pourrait être plus réaliste d'utiliser la biomasse des anguilles jaunes comme substitut de l'échappée d'anguilles argentées. Lorsque les anguilles sont pêchées, la biomasse proportionnelle des anguilles jaunes est plus grande que l'échappée correspondante des anguilles argentées (tableau 6). Par exemple, si l'objectif pour la population est une échappée de 50 % des anguilles argentées, elle correspondrait proportionnellement à environ 65 % de la biomasse des anguilles jaunes, selon la taille minimale pour la pêche (tableau 6). Plus la taille minimale pour la pêche est grande, plus la différence entre l'échappée des anguilles argentées et la biomasse des anguilles jaunes est importante.

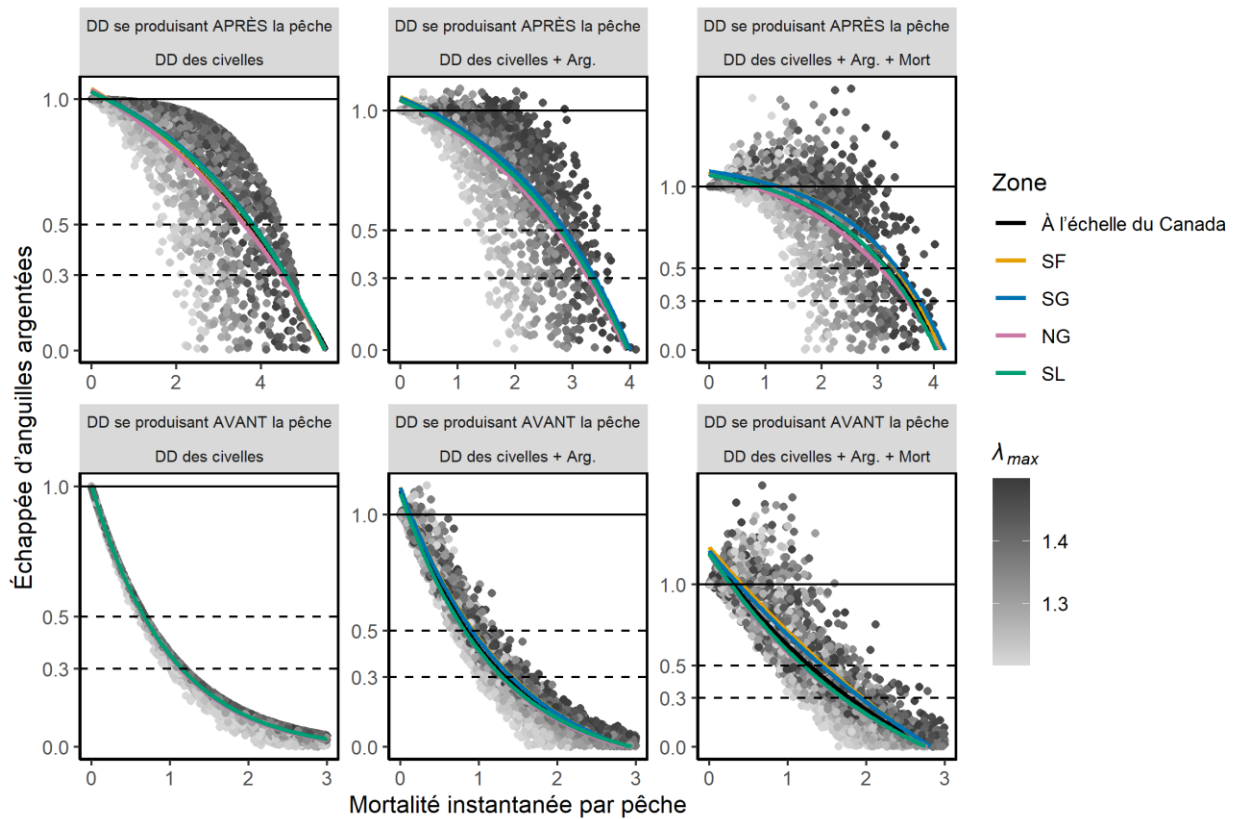


Figure 6. Relation entre la mortalité instantanée par pêche (F) et l'échappée d'anguilles argentées (EAA) pour la pêche de la civelle. Les lignes montrent les ajustements propres à la zone d'une fonction de décroissance exponentielle (tableau 1). Les points individuels sont colorés selon leur valeur de λ_{max} . Les lignes tiretées représentent EAA_{50} et EAA_{30} , et les lignes continues représentent une EAA de 1. Différentes hypothèses concernant le moment de la dépendance à la densité (DD) sont affichées dans chaque rangée.

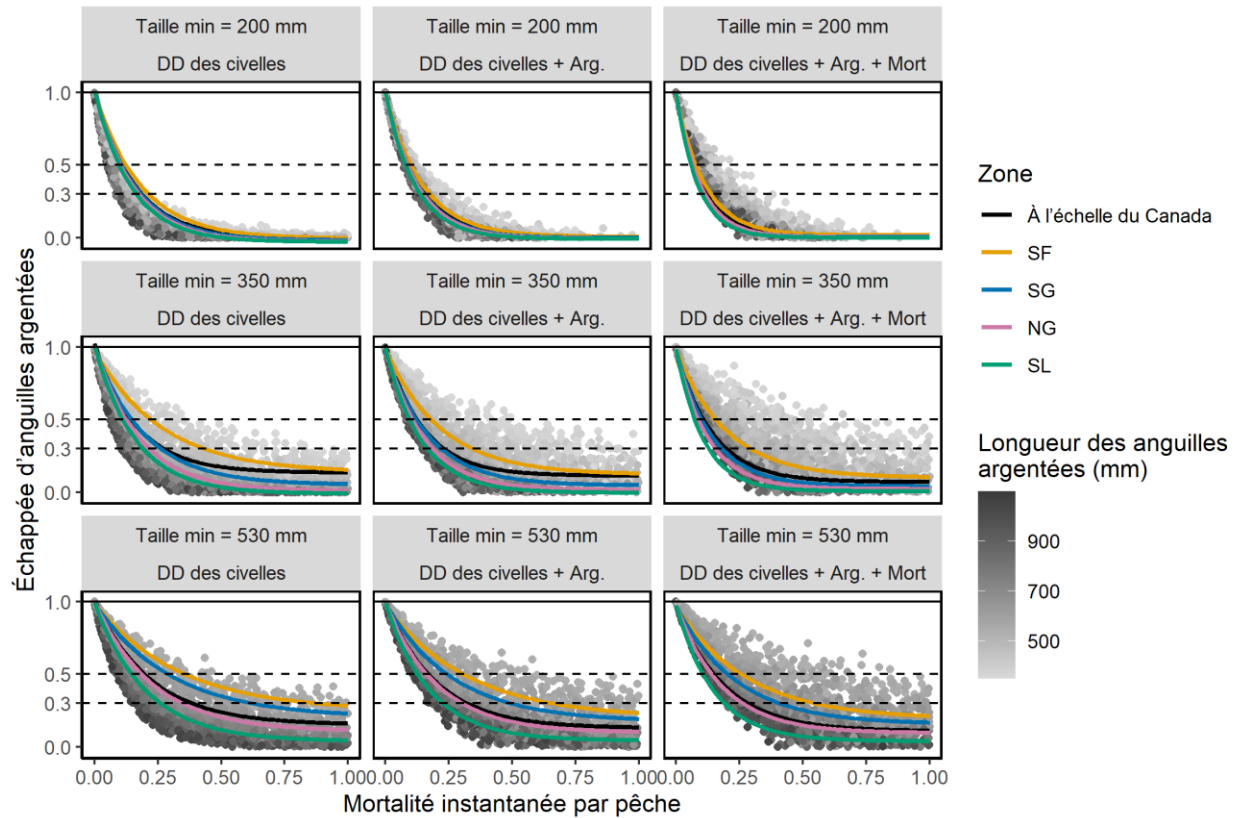


Figure 7. Relation entre la mortalité instantanée par pêche (F) et l'échappée d'anguilles argentées (EAA) pour la pêche de l'anguille. Les lignes montrent les ajustements propres à la zone d'une fonction de décroissance exponentielle (tableau 1). Les points individuels sont colorés selon leur longueur des anguilles argentées. Les lignes tiretées représentent EAA_{50} et EAA_{30} , et les lignes pleines représentent une EAA de 1. Différentes tailles minimales sont affichées dans chaque rangée.

Tableau 3. Points de référence fondés sur la mortalité pour la pêche de la civelle dans les diverses zones du Canada selon différents modèles de dépendance à la densité (DD) et scénarios du moment où elle se produit. Les points de référence sont exprimés comme des taux de mortalité par pêche instantanés (F), et ils sont indiqués comme des valeurs médianes (les quantiles de 10 et 90 % sont indiqués entre parenthèses) en raison des distributions asymétriques. La taille de l'échantillon était de 50 dans toutes les zones.

Objetif d'EA	Moment de la DD	Zone	DD des civelles uniquement	DD des civelles + Arg.	DD des civelles + Arg. + Mort.
			Médiane de F (quantiles de 10 et 90 %)	Médiane de F (quantiles de 10 et 90 %)	Médiane de F (quantiles de 10 et 90 %)
A	50 %	Avant la pêche	Canada	0,67 (0,64 – 0,69)	0,84 (0,76 – 1,0)
			SF	0,67 (0,64 – 0,70)	0,89 (0,77 – 1,1)
			SG	0,67 (0,64 – 0,69)	0,89 (0,80 – 1,1)
			NG	0,67 (0,63 – 0,69)	0,80 (0,73 – 1,0)
			SL	0,67 (0,63 – 0,70)	0,83 (0,77 – 0,95)
	Après la pêche		Canada	3,5 (2,5 – 4,4)	2,5 (1,9 – 3,1)
			SF	3,5 (2,6 – 4,4)	2,6 (1,9 – 3,5)
			SG	3,1 (2,5 – 4,4)	2,4 (1,8 – 3,1)
			NG	3,0 (2,1 – 4,4)	2,4 (1,6 – 3,1)
			SL	3,5 (2,6 – 4,4)	2,4 (1,6 – 2,9)
	30 %	Avant la pêche	Canada	1,2 (1,1 – 1,2)	1,3 (1,2 – 1,5)
			SF	1,2 (1,1 – 1,2)	1,4 (1,1 – 1,6)
			SG	1,2 (1,1 – 1,2)	1,3 (1,1 – 1,6)
			NG	1,2 (1,1 – 1,2)	1,2 (1,1 – 1,4)
			SL	1,2 (1,1 – 1,2)	1,3 (1,2 – 1,4)
	Après la pêche		Canada	3,9 (2,6 – 4,7)	2,7 (2,1 – 3,3)
			SF	3,5 (2,7 – 4,6)	2,5 (1,8 – 3,5)
			SG	4,1 (2,7 – 4,7)	2,6 (1,9 – 3,4)
			NG	3,8 (2,6 – 4,7)	2,6 (1,9 – 3,3)
			SL	3,7 (2,8 – 4,7)	2,7 (1,9 – 3,3)

Tableau 4. Points de référence fondés sur la mortalité pour la pêche de l'anguille dans les diverses zones du Canada selon différents modèles de dépendance à la densité (DD) et scénarios de taille minimale pour la pêche. Les points de référence sont exprimés comme des taux de mortalité par pêche instantanés (F), et ils sont indiqués comme des valeurs médianes (les quantiles de 10 et 90 % sont indiqués entre parenthèses) en raison des distributions asymétriques. La taille de l'échantillon était de 50 dans toutes les zones.

Objet tif d'EAA	Taille minimale	Zone	DD des civelles uniquement	DD des civelles + Arg.	DD des civelles + Arg. + Mort.
			Médiane de F (quantiles de 10 à 90 %)	Médiane de F (quantiles de 10 à 90 %)	Médiane de F (quantiles de 10 à 90 %)
50 %	200 mm	Canada	0,064 (0,055 – 0,087)	0,085 (0,075 – 0,11)	0,11 (0,095 – 0,14)
		SF	0,076 (0,057 – 0,10)	0,10 (0,082 – 0,12)	0,13 (0,10 – 0,17)
		SG	0,065 (0,054 – 0,079)	0,086 (0,078 – 0,10)	0,11 (0,093 – 0,12)
		NG	0,067 (0,056 – 0,082)	0,089 (0,078 – 0,10)	0,11 (0,092 – 0,12)
		SL	0,057 (0,053 – 0,065)	0,081 (0,074 – 0,089)	0,10 (0,089 – 0,11)
	350 mm	Canada	0,091 (0,067 – 0,23)	0,11 (0,087 – 0,24)	0,14 (0,11 – 0,21)
		SF	0,21 (0,095 – 0,34)	0,23 (0,13 – 0,45)	0,20 (0,13 – 0,42)
		SG	0,10 (0,074 – 0,13)	0,12 (0,10 – 0,16)	0,15 (0,12 – 0,19)
		NG	0,092 (0,069 – 0,12)	0,11 (0,085 – 0,14)	0,13 (0,11 – 0,17)
		SL	0,073 (0,064 – 0,086)	0,093 (0,086 – 0,11)	0,12 (0,10 – 0,13)
	530 mm	Canada	0,18 (0,099 – 0,45)	0,20 (0,12 – 0,53)	0,22 (0,14 – 0,66)
		SF	0,35 (0,20 – 0,48)	0,35 (0,21 – 0,59)	0,42 (0,28 – 0,66)
		SG	0,34 (0,14 – 0,46)	0,35 (0,17 – 0,54)	0,44 (0,21 – 0,77)
		NG	01,7 (0,10 – 0,35)	0,20 (0,13 – 0,39)	0,31 (0,14 – 0,52)
		SL	0,11 (0,087 – 0,13)	0,13 (0,11 – 0,16)	0,16 (0,13 – 0,18)
30 %	200 mm	Canada	0,12 (0,095 – 0,15)	0,15 (0,13 – 0,18)	0,19 (0,16 – 0,23)
		SF	0,14 (0,10 – 0,18)	0,18 (0,14 – 0,24)	0,21 (0,18 – 0,25)
		SG	0,12 (0,10 – 0,14)	0,16 (0,14 – 0,18)	0,19 (0,16 – 0,22)
		NG	0,11 (0,094 – 0,14)	0,16 (0,14 – 0,18)	0,18 (0,16 – 0,20)
		SL	0,10 (0,092 – 0,12)	0,14 (0,12 – 0,15)	0,17 (0,15 – 0,19)
	350 mm	Canada	0,18 (0,12 – 0,47)	0,21 (0,16 – 0,38)	0,25 (0,18 – 0,65)
		SF	0,36 (0,17 – 0,74)	0,41 (0,28 – 0,81)	0,48 (0,27 – 0,82)
		SG	0,20 (0,14 – 0,26)	0,23 (0,18 – 0,29)	0,26 (0,20 – 0,40)
		NG	0,17 (0,12 – 0,23)	0,18 (0,16 – 0,23)	0,22 (0,17 – 0,28)
		SL	0,13 (0,12 – 0,15)	0,17 (0,15 – 0,19)	0,20 (0,18 – 0,23)
	530 mm	Canada	0,43 (0,19 – 0,87)	0,36 (0,22 – 0,92)	0,40 (0,26 – 0,85)
		SF	0,59 (0,37 – 0,95)	0,72 (0,41 – 0,94)	0,71 (0,49 – 0,93)
		SG	0,57 (0,31 – 0,94)	0,55 (0,28 – 0,93)	0,61 (0,34 – 0,93)
		NG	03,6 (0,21 – 0,69)	0,33 (0,22 – 0,76)	0,37 (0,24 – 0,85)
		SL	0,19 (0,17 – 0,24)	0,23 (0,20 – 0,30)	0,29 (0,23 – 0,34)

Tableau 5. Comparaison des valeurs de référence de la mortalité par pêche entre les zones, les pêches et les options de dépendance à la densité. Les valeurs de F_{50} et de F_{30} sont tirées des tableaux 3 et 4. $F_{extinction}$ représente les valeurs médianes du cycle biologique pour chaque zone. Les points de référence fondés sur la mortalité pour la pêche de l'anguille sont fondés sur une taille minimale pour la pêche de 350 mm.

Modèle de densité	Type de poisson	Zone	$F_{extinction}$	F_{30}	F_{50}
DD des civelles	DD des civelles après la pêche	Canada	3,9	3,9	3,5
		SF	3,9	3,5	3,5
		SG	4,1	4,1	3,1
		NG	3,8	3,8	3,0
		SL	4,1	3,7	3,5
	DD des civelles avant la pêche	Canada	3,9	1,2	0,67
		SF	3,9	1,2	0,67
		SG	4,1	1,2	0,67
		NG	3,8	1,2	0,67
		SL	4,1	1,2	0,67
	Anguille	Canada	0,78	0,18	0,091
		SF	1,0	0,36	0,21
		SG	0,83	0,20	0,10
		NG	0,75	0,17	0,092
		SL	0,68	0,13	0,073
DD des civelles + Arg.	DD des civelles après la pêche	Canada	2,9	2,7	2,5
		SF	2,9	2,5	2,6
		SG	2,9	2,6	2,4
		NG	2,8	2,6	2,4
		SL	3,0	2,7	2,4
	DD des civelles avant la pêche	Canada	2,9	1,3	0,84
		SF	2,9	1,4	0,89
		SG	2,9	1,3	0,89
		NG	2,8	1,2	0,80
		SL	3,0	1,3	0,83
	Anguille	Canada	0,62	0,21	0,11
		SF	0,93	0,41	0,23
		SG	0,68	0,23	0,12
		NG	0,59	0,18	0,11
		SL	0,51	0,17	0,093
DD des civelles + Arg. + Mort.	DD des civelles après la pêche	Canada	2,9	2,7	2,4
		SF	2,8	2,6	2,7
		SG	2,9	2,8	2,3
		NG	2,8	2,6	2,4
		SL	3,1	2,5	2,6
	DD des civelles avant la pêche	Canada	2,9	1,7	1,2
		SF	2,8	1,8	1,3
		SG	2,9	1,8	1,3
		NG	2,8	1,6	1,1
		SL	3,1	1,6	1,2
	Anguille	Canada	0,64	0,25	0,14
		SF	0,97	0,48	0,20

Modèle de densité	Type de poisson	Zone	$F_{extinction}$	F_{30}	F_{50}
		SG	0,71	0,26	0,15
		NG	0,57	0,22	0,13
		SL	0,51	0,20	0,12

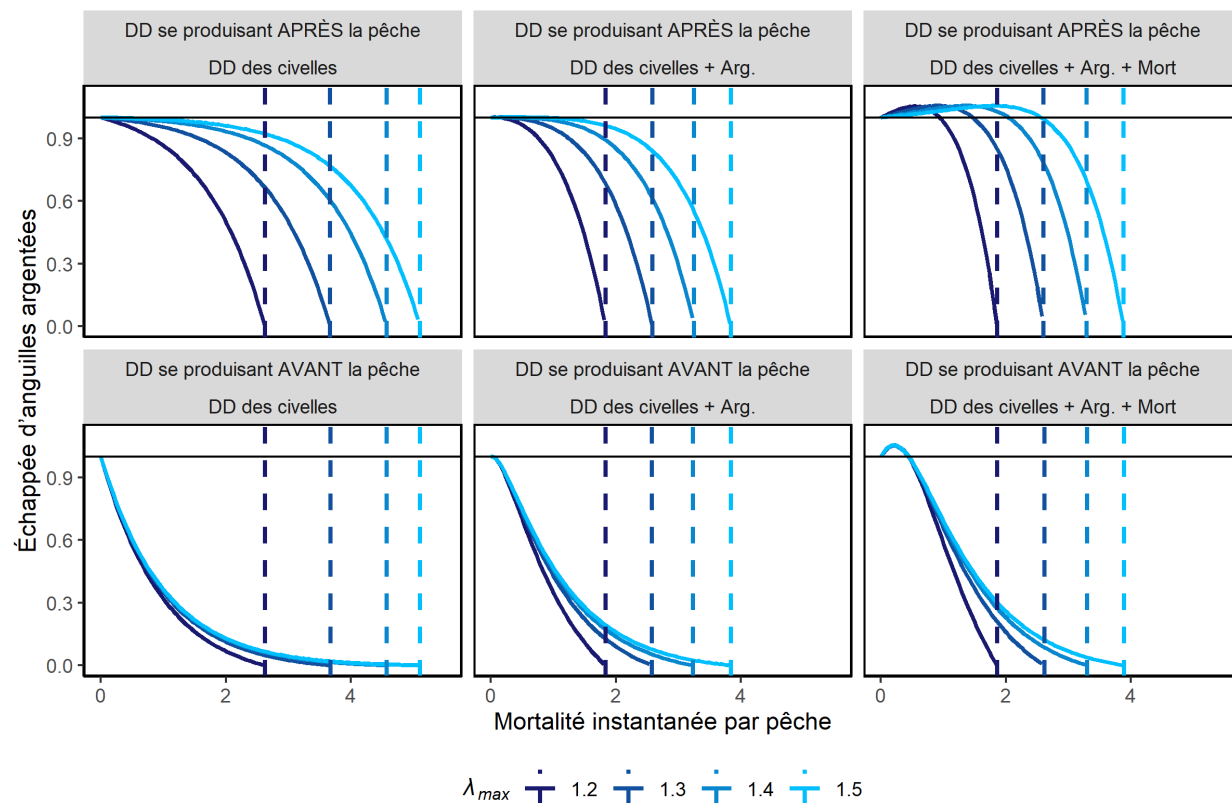


Figure 8. Relations issues des simulations d'un cycle biologique unique entre les valeurs de λ_{max} . Les lignes verticales tiretées représentent la valeur de $F_{extinction}$ pour chaque valeur de λ_{max} , où les valeurs plus élevées de λ_{max} sont associées à une valeur plus grande de $F_{extinction}$. Selon le moment où la dépendance à la densité est présumée se produire au stade de la civelle, l'échappée d'anguilles argentées suit différentes trajectoires à mesure que la mortalité par pêche augmente.

Tableau 6. Comparaison des objectifs d'échappée aux valeurs proportionnelles correspondantes de la biomasse des anguilles à différentes tailles minimales pour la pêche (taille d'échantillon de 150 pour chaque rangée, avec des données à l'échelle du Canada supposées). Comme les résultats étaient similaires entre les hypothèses de dépendance à la densité, ils ont été regroupés.

Taille minimale pour la pêche	Objectif d'échappée	Biomasse proportionnelle des anguilles jaunes
200 mm	50 %	61 %
	30 %	43 %
350 mm	50 %	66 %
	30 %	50 %
530 mm	50 %	72 %
	30 %	56 %

MORTALITÉ DUE AUX TURBINES

À mesure que la mortalité due aux turbines augmentait, les points de référence fondés sur la mortalité diminuaient (figure 9 et figure 10). Plus il y avait de mécanismes de dépendance à la densité, plus la relation entre la mortalité due aux turbines et les points de référence fondés sur la mortalité variait. Pour la pêche de l'anguille, à mesure que la taille minimale pour la pêche augmentait, les points de référence fondés sur la mortalité augmentaient en général, indépendamment de la mortalité due aux turbines (figure 10). Lors de la considération de l'effet de la mortalité due aux turbines sur les valeurs de F_{50} pour l'anguille, pour des mortalités élevées dues aux turbines (p. ex. à partir d'environ 25 % de mortalité annuelle, selon la taille minimale pour la pêche [figure 10]), les valeurs de F_{50} devenaient très faibles, près de 0 avec le modèle de dépendance à la densité « DD des civelles ». Dans ces scénarios, les prédictions indiquaient que la combinaison du cycle biologique et de la mortalité d'origine anthropique soutenait l'objectif d'échappée d'anguilles argentées de 50 % uniquement s'il n'y avait effectivement pas de pêche de l'anguille.

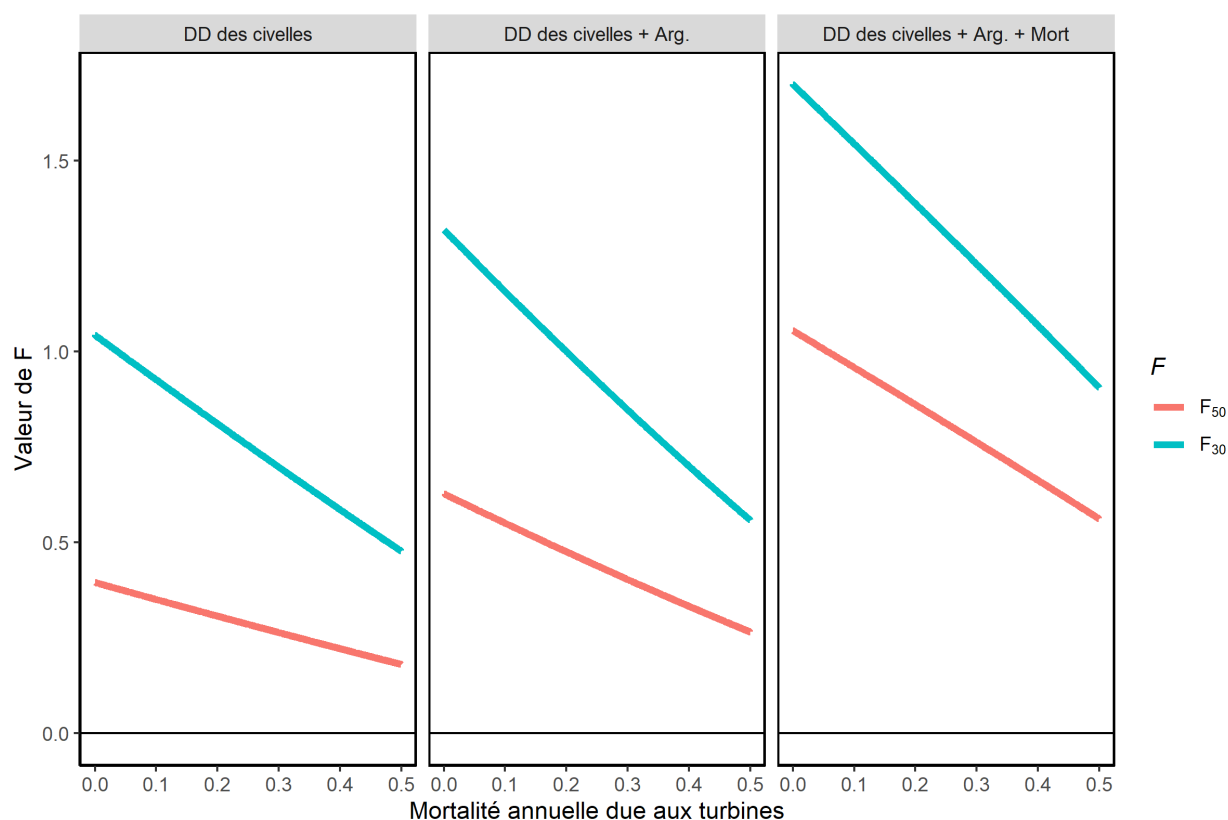


Figure 9. Relation entre la mortalité annuelle due aux turbines et les points de référence fondés sur la mortalité pour la pêche de la civelle, dérivée des régressions linéaires multiples indiquées dans le tableau 7. Ces régressions supposent que la dépendance à la densité se produit avant la pêche.

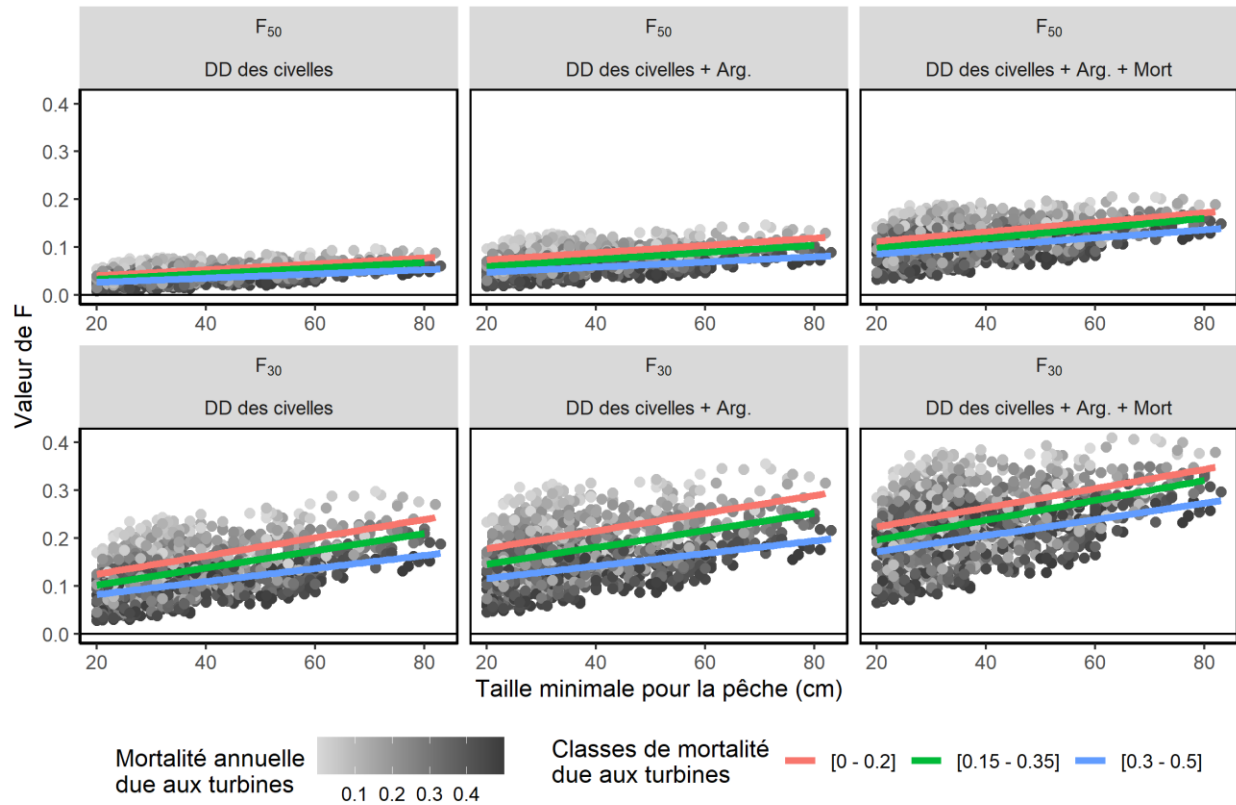


Figure 10. Relation entre la taille minimale pour la pêche, les points de référence fondés sur la mortalité et la mortalité annuelle due aux turbines pour la pêche de l'anguille, dérivée des régressions linéaires multiples indiquées dans le tableau 7. Les lignes d'ajustement sont des ajustements des régressions linéaires aux mortalités annuelles dues aux turbines, regroupées par classes, montrant les différentes réactions à la mortalité due aux turbines.

PRÉDICTION DES POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LA MORTALITÉ

La mortalité instantanée due aux turbines (T ; p. ex. $T = 0,69$ pour une mortalité annuelle due aux turbines de 50 %) a été incluse comme un paramètre possible dans la régression multiple. La longueur des anguilles argentées (L_{Arg}) a été retenue comme variable du cycle biologique à inclure aussi comme covariable, et la taille minimale pour la pêche (TM) en millimètres a été intégrée dans les régressions pour la pêche de l'anguille. La variable de réponse, F , a été log-transformée en vue d'améliorer la linéarité du modèle. Les modèles ont été ajustés à la forme générale :

$$F = e^{(\alpha + \beta_{EAA} + \beta_T + \beta_{LArg} + \beta_{TM})}, \quad (21)$$

où α (ordonnée à l'origine) et chaque valeur de β_i sont indiquées dans le tableau 7. Si un paramètre n'est pas indiqué, cela signifie qu'il n'était pas un prédicteur important de F et qu'il a été retiré de la régression pour cette variable. Pour les régressions, seules les pêches de la civelle où la dépendance à la densité se produit avant la pêche sont présentées. La forme de la relation entre F et l'échappée d'anguilles argentées ne soutenait pas l'utilisation de régressions linéaires pour faire des prédictions lorsque la dépendance à la densité se produisait après la pêche (les résidus étant constamment non normaux malgré les transformations). En raison de la grande taille de l'échantillon ($n = 3\,500$), les données ont été divisées de sorte que 50 % environ étaient des données d'entraînement et les 50 % restants, des données de test. Les

données d'entraînement ont été utilisées pour l'ajustement des régressions (afin que la taille de l'échantillon de chaque régression soit d'environ 1 750), et les données de test ont servi à visualiser la capacité prédictive des régressions (annexe 3).

La plupart des modèles avaient des valeurs de R^2 très élevées (fourchette de 0,82 à 0,90; tableau 7), à l'exception de la pêche de l'anguille où la survie des civelles, la probabilité d'argenture et la mortalité des anguilles jaunes étaient dépendantes de la densité, qui avaient une valeur de R^2 de 0,67. Ces valeurs élevées indiquent que tous les modèles font un bon travail pour prédire la production moyenne. En général, plus la compensation dépendante de la densité dans le modèle est grande, plus la valeur de R^2 est petite. Les valeurs prédites de F avaient tendance à être plus petites, sous-estimant les points de référence fondés sur la mortalité comparativement aux valeurs à l'échelle du Canada obtenues avec le modèle de population (tableau 8; tableaux 3 et 4). Lorsque seules les différences de zone étaient prises en compte (tableau 3), plus il y avait de compensation dépendante de la densité incluse dans le modèle, plus les points de référence fondés sur la mortalité prévus étaient élevés (tableau 8).

Voici des exemples utilisant les paramètres de régression du tableau 7 et de l'équation 21. Pour une population avec une longueur moyenne des anguilles argentées de 600 mm, une taille minimale pour la pêche de 350 mm et un taux de mortalité instantanée due aux turbines de 0,29, le point de référence fondé sur la mortalité des civelles pour un objectif d'échappée des anguilles argentées de 50 % serait :

$$F = c^{(1,50 + (-4,85 \times 0,5) + (-1,13 \times 0,29))}$$

$$F = 0,29$$

Pour une pêche de l'anguille, la valeur de F_{50} pourrait être estimée comme suit :

$$F = e^{(0,173 + (-5,65 \times 0,5) + (-0,994 \times 0,29) + (-0,00189 \times 600) + (0,00291 \times 350))}$$

$$F = 0,047$$

Tableau 7. Paramètres issus de certains modèles à régression linéaire multiple pour prédire la valeur de F avec la longueur des anguilles argentées (L_{Arg}) en millimètres comme covariable du cycle biologique. EAA est l'objectif d'échappée d'anguilles argentées, T est le taux instantané de mortalité due aux turbines et TM est la taille minimale pour la pêche en millimètres.

Modèle de densité	Type de poisson	R^2	Valeur du paramètre	Erreur type
DD des civelles	Civelle	0,88	$B_{EAA} = -4,85$	0,0425
			$\beta_T = -1,13$	0,0413
			$\alpha = 1,50$	0,0201
	Anguille	0,90	$B_{EAA} = -5,65$	0,0474
			$\beta_T = -0,994$	0,0392
			$\beta_{L_{Arg}} = -0,00189$	$5,47 \times 10^{-5}$
			$\beta_{TM} = 0,00291$	$7,47 \times 10^{-5}$
			$\alpha = 0,173$	0,0347
DD des civelles + Arg.	Civelle	0,82	$B_{EAA} = -3,72$	0,0421
			$\beta_T = -1,24$	0,0526
			$\alpha = 1,39$	0,0251
	Anguille	0,86	$B_{EAA} = -4,44$	0,0431
			$\beta_T = 1,03$	0,0478
			$\beta_{L_{Arg}} = -0,00159$	$6,49 \times 10^{-5}$
			$\beta_{TM} = 0,00233$	$8,53 \times 10^{-5}$

Modèle de densité	Type de poisson	R ²	Valeur du paramètre	Erreur type
DD des civelles + Arg. + Mort.	Civelle	0,67	$\alpha = 0,121$	0,0419
			$B_{EAA} = -2,39$	0,0400
			$\beta_T = -0,910$	0,0681
	Anguille	0,84	$\alpha = 1,25$	0,0330
			$B_{EAA} = -3,47$	0,0379
			$\beta_T = -0,627$	0,0496
			$\beta_{LArg} = -0,00169$	$7,07 \times 10^{-5}$
			$\beta_{TM} = 0,00233$	$9,46 \times 10^{-5}$
			$\alpha = 0,600$	0,0449

Tableau 8. Valeurs prédites de F_{50} et F_{30} pour les régressions linéaires multiples. Le point de référence fondé sur la mortalité prédit, ainsi que les valeurs de F estimées à $\pm 0,01$ de l'objectif d'échappée d'anguilles argentées, sont fournis. Pour la pêche de l'anguille, une taille minimale de 350 mm est supposée dans ce tableau.

Modèle de densité	Type de poisson	Objectif d'EAA	F (valeur de F à $\pm 0,01$ de l'objectif)
DD des civelles	Civelle	50	0,40 (0,38 – 0,41)
		30	1,0 (0,99 – 1,1)
	Anguille	50	0,050 (0,047 – 0,052)
		30	0,15 (0,14 – 0,16)
DD des civelles + Arg.	Civelle	50	0,63 (0,60 – 0,65)
		30	1,3 (1,3 – 1,4)
	Anguille	50	0,087 (0,084 – 0,091)
		30	0,21 (0,20 – 0,22)
DD des civelles + Arg. + Mort.	Civelle	50	1,1 (1,0 – 1,1)
		30	1,7 (1,7 – 1,7)
	Anguille	50	0,12 (0,12 – 0,13)
		30	0,25 (0,24 – 0,26)

MATRICES DES CARTES DES RISQUES

Chaque cellule des cartes des risques (figures 11 à 15) montre la probabilité que l'échappée d'anguilles argentées soit supérieure à 0,5 (tracés de F_{50}) ou à 0,3 (tracés de F_{30}) pour les données à l'échelle du Canada. Des probabilités plus faibles indiquent que la population est moins susceptible d'atteindre l'objectif d'échappée à la fin de la simulation (10 ans pour la pêche de l'anguille et 25 ans pour la pêche de la civelle). Contrairement à l'analyse des points de référence fondés sur la mortalité, l'analyse des cartes des risques ne suppose pas que la population part d'un état sain et inclut donc une représentation plus robuste du risque. Pour les deux pêches, la probabilité d'atteindre l'objectif augmentait lorsque les valeurs initiales de l'échappée d'anguilles argentées étaient élevées. Lorsque la dépendance à la densité au stade de la civelle se produisait avant la pêche, la carte des risques variait relativement peu comparativement aux autres simulations (figure 12). Cela s'explique par la variation relativement faible de la relation entre l'échappée d'anguilles argentées et la mortalité par pêche selon ces hypothèses (figure 6). La taille minimale pour la pêche de l'anguille avait un effet important sur la variance des probabilités (figures 13 à 15). À des tailles minimales élevées (p. ex. figure 15), la probabilité d'atteindre l'état du stock ciblé était élevée.

Dans tous les scénarios de simulation, il y avait souvent une probabilité de moins de 50 % d'atteindre l'état du stock ciblé avec la pêche à F_{50} ou F_{30} , particulièrement lorsque l'état initial

du stock était mauvais. Idéalement, les points de référence fondés sur la mortalité pour la pêche devraient être associés à une probabilité élevée d'atteindre l'objectif d'échappée d'anguilles argentées. La probabilité d'atteindre l'état du stock ciblé était beaucoup plus élevée lorsque la mortalité d'origine anthropique était maintenue au quantile de 10 % des estimations de la limite de référence (tableau 4).

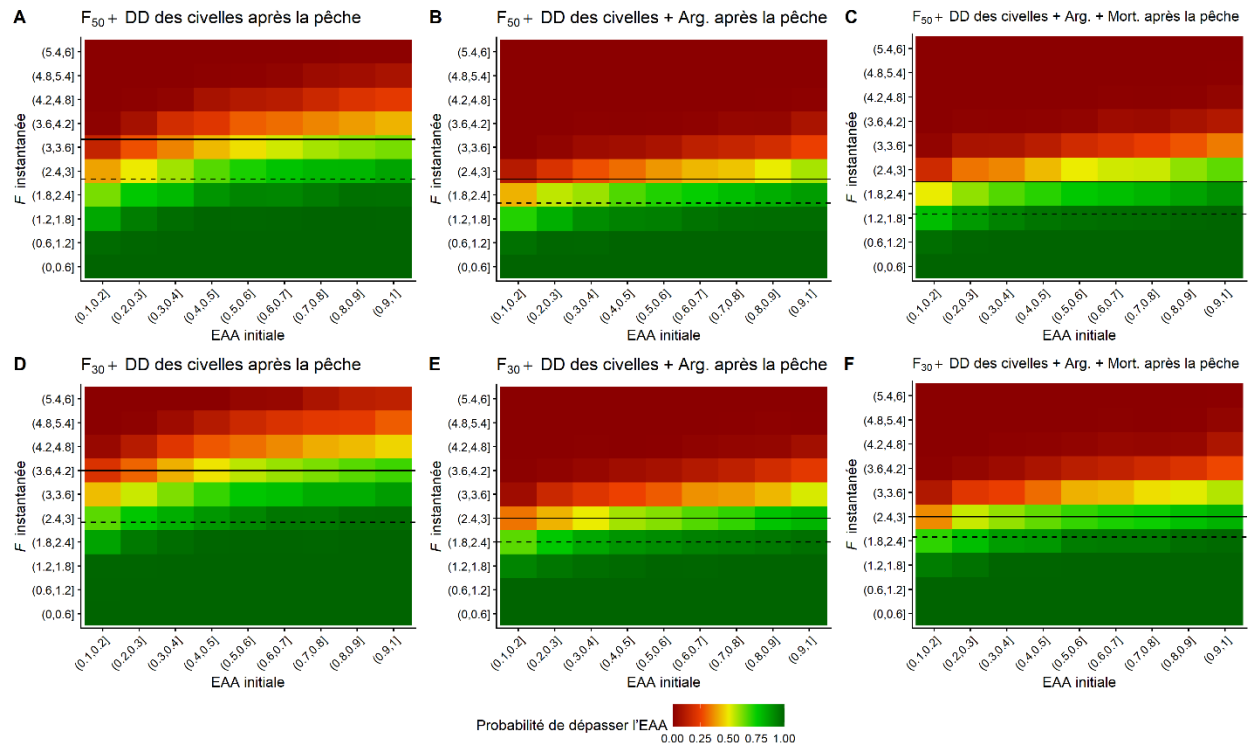


Figure 11. Matrices des risques pour la pêche de la civelle lorsque la dépendance à la densité survient après la pêche avec des données à l'échelle du Canada. Les lignes horizontales continues représentent les points de référence fondés sur la mortalité F_{50} et F_{30} et les lignes tiretées, les quantiles de 10 % de ceux-ci d'après le tableau 3. Chaque cellule représente la probabilité d'atteindre ou de dépasser l'objectif d'échappée des anguilles argentées (EAA; 50 % dans les panneaux A à C et 30 % dans les panneaux D à F) sur 25 ans.

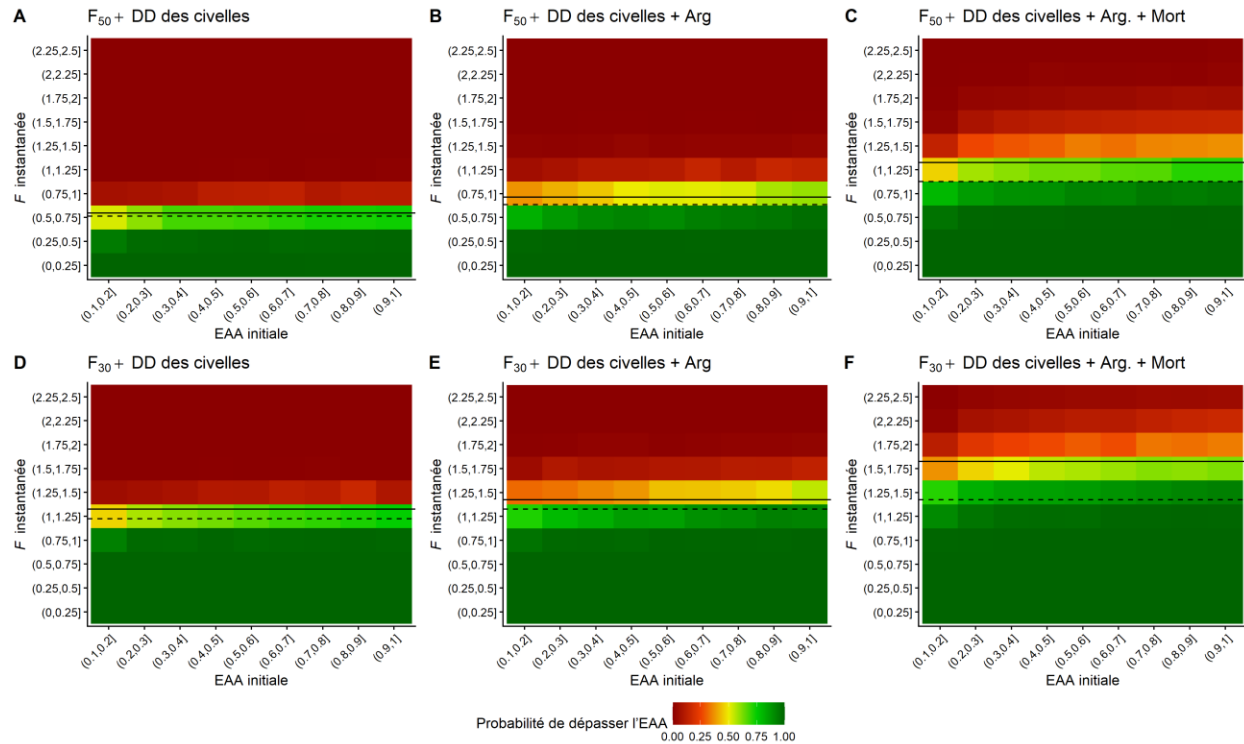


Figure 12. Matrices des risques pour la pêche de la civelle lorsque la dépendance à la densité survient avant la pêche avec des données à l'échelle du Canada. Les lignes horizontales continues représentent les points de référence fondés sur la mortalité F_{50} et F_{30} et les lignes tiretées, les quantiles de 10 % de ceux-ci d'après le tableau 3. Chaque cellule représente la probabilité d'atteindre ou de dépasser l'objectif d'échappée d'anguilles argentées (EAA; 50 % dans les panneaux A à C et 30 % dans les panneaux D à F) sur 25 ans.

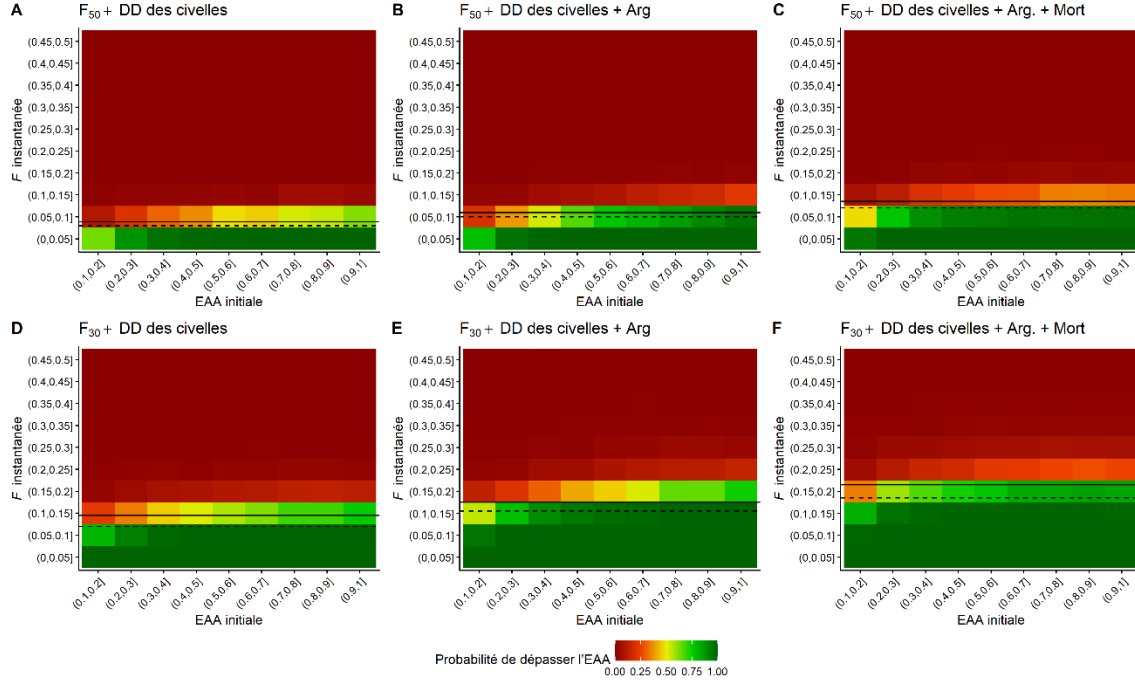


Figure 13. Matrices des risques pour la pêche de l'anguille lorsque la taille minimale pour la pêche est de 200 mm. Les lignes horizontales continues représentent les points de référence fondés sur la mortalité F_{50} et F_{30} et les lignes tiretées, les quantiles de 10 % de ceux-ci d'après le tableau 3. Chaque cellule représente la probabilité d'atteindre ou de dépasser l'objectif d'échappée d'anguilles argentées (EAA; 50 % dans les panneaux A à C et 30 % dans les panneaux D à F) sur 10 ans.

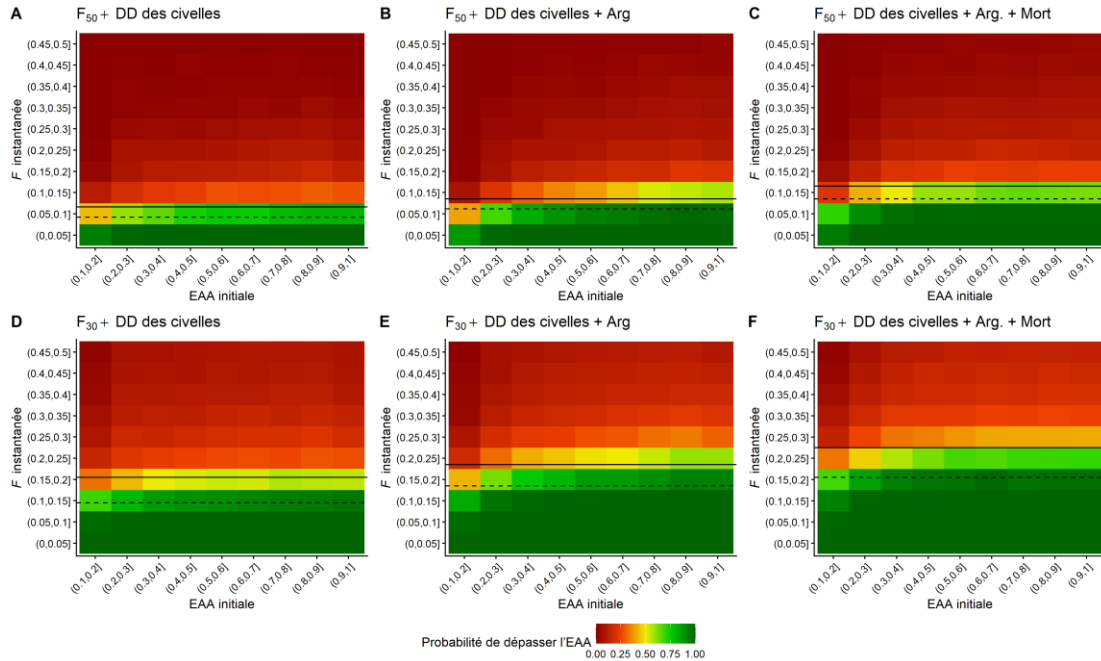


Figure 14. Matrices des risques pour la pêche de l'anguille lorsque la taille minimale pour la pêche est de 350 mm. Les lignes horizontales continues représentent les points de référence fondés sur la mortalité F_{50} et F_{30} et les lignes tiretées, les quantiles de 10 % de ceux-ci d'après le tableau 3. Chaque cellule représente la probabilité d'atteindre ou de dépasser l'objectif d'échappée d'anguilles argentées (EAA; 50 % dans les panneaux A à C et 30 % dans les panneaux D à F) sur 10 ans.

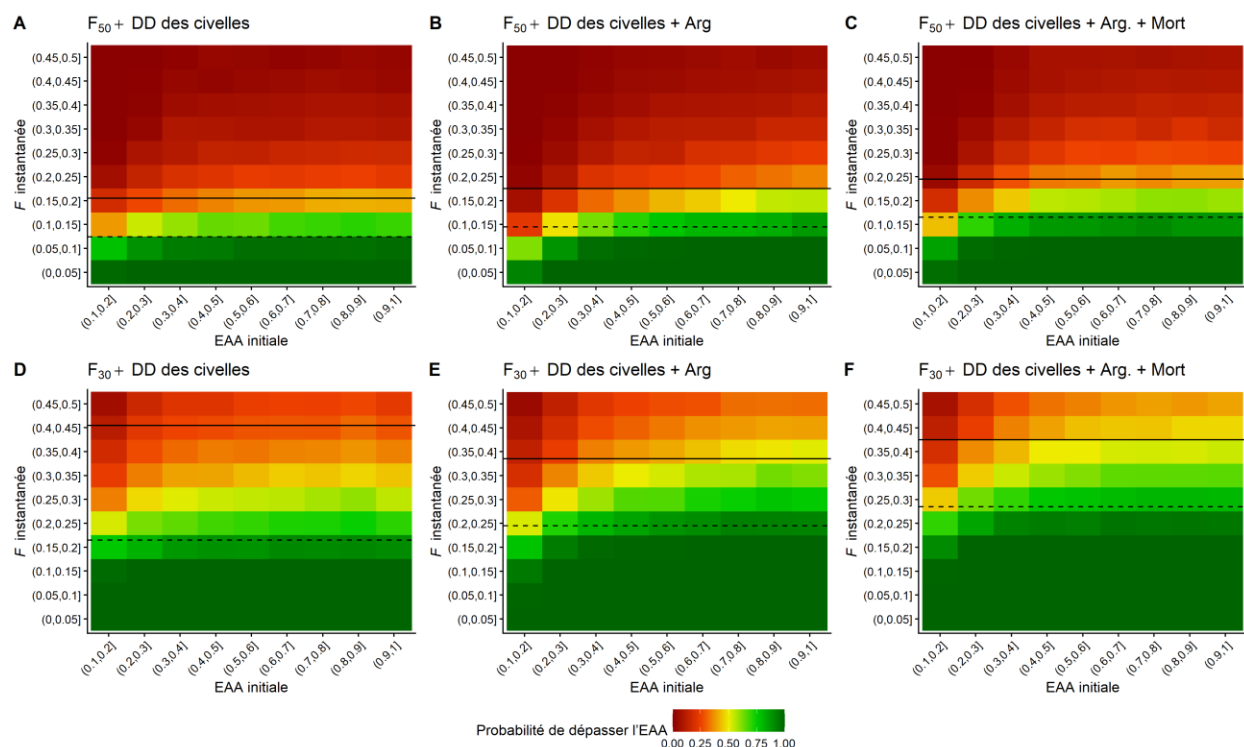


Figure 15. Matrices des risques pour la pêche de l'anguille lorsque la taille minimale pour la pêche est de 530 mm. Les lignes horizontales continues représentent les points de référence fondés sur la mortalité F_{50} et F_{30} et les lignes tiretées, les quantiles de 10 % de ceux-ci d'après le tableau 3. Chaque cellule représente la probabilité d'atteindre ou de dépasser l'objectif d'échappée d'anguilles argentées (EAA; 50 % dans les panneaux A à C et 30 % dans les panneaux D à F) sur 10 ans.

SENSIBILITÉ

L'élasticité de l'analyse de λ montre l'effet proportionnel des perturbations des valeurs du cycle biologique sur le taux de croissance de la population. En général, les paramètres du cycle biologique qui n'influencent qu'une seule classe d'âge n'ont pas de grands effets sur le taux de croissance de la population (p. ex. les variables liées aux civelles et aux anguilles argentées). La fécondité et la survie des larves leptocéphales présentent aussi de petites élasticités (valeurs moyennes toutes inférieures à 0,07). Les variables du cycle biologique des anguilles jaunes étaient plus importantes, le taux de survie des anguilles jaunes jeunes produisant une plus grande élasticité que celui des anguilles jaunes âgées (figure 16). Cela peut s'expliquer en partie par la durée de chaque classe : la durée moyenne du stade de l'anguille jaune jeune est de 4 ans (tranche d'âge de 4 à 8 ans), tandis que la durée moyenne du stade de l'anguille jaune modérément âgée est de 6 ans (tranche d'âge de 7 à 17 ans). Le stade de l'anguille jaune âgée peut durer du seuil d'âge jusqu'à l'âge maximal de la population (durée moyenne de 13 ans); la durée moyenne véritable sera plus courte, car l'anguille jaune parvient à la maturité et devient argentée.

L'analyse de sensibilité a révélé que le nombre d'anguilles argentées était le plus sensible à la longueur des anguilles argentées (figure 17). Une variation proportionnelle de la longueur des anguilles argentées de 10 % peut entraîner une variation en pourcentage beaucoup plus importante du nombre résultant d'anguilles argentées. Les variables liées à la reproduction, telles que la fécondité et la survie des larves leptocéphales, ont un effet à peu près équivalent sur le nombre d'anguilles argentées : une variation de 10 % dans l'une de ces variables entraîne une variation de 10 % du nombre d'anguilles argentées. Même si les valeurs de la

survie avaient un effet important sur le taux de croissance de la population (figure 16), une variation de la survie a un effet direct proportionnellement plus faible sur le nombre d'anguilles argentées. L'ampleur de la variation des caractéristiques du cycle biologique, soit le taux de croissance et la longueur des civelles, était similaire à celle des variables de la reproduction, mais l'étude des corrélations démontre que cela est dû à la stochasticité des variables de la fécondité et de la mortalité, et non à une sensibilité au taux de croissance ou à la longueur des civelles (annexe 4).

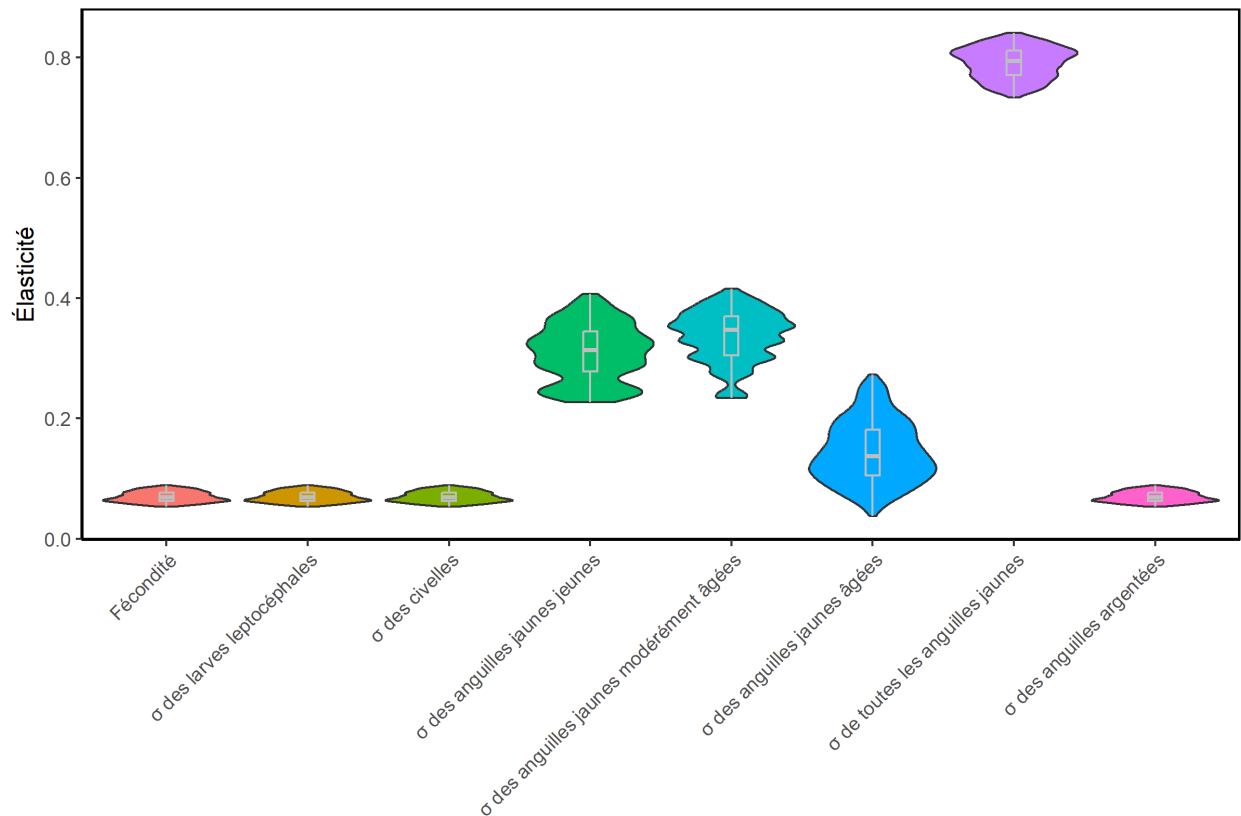


Figure 16. Élasticités de λ aux variables du cycle biologique. Plus l'élasticité est grande, plus la variation proportionnelle entraînée par cette variable sur le taux de croissance de la population est importante. σ représente la survie annuelle.

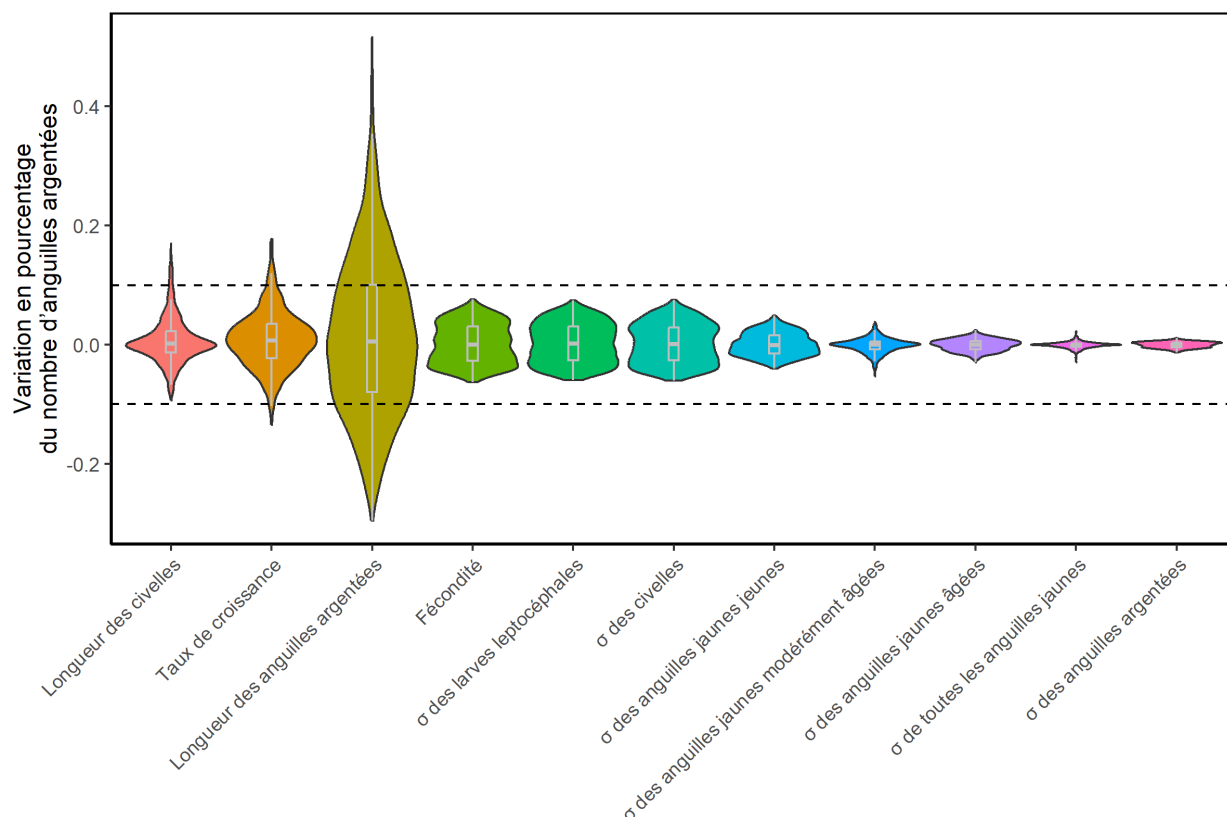


Figure 17. Sensibilités illustrant le pourcentage de variation du nombre d'anguilles argentées en fonction d'un pourcentage de variation de $\pm 10\%$ pour les variables du cycle biologique. Plus le pourcentage de variation du nombre d'anguilles argentées est élevé, plus l'influence de cette variable sur l'échappée d'anguilles argentées produite par le modèle est grande. Les lignes tiretées représentent la variation de $\pm 10\%$.

DISCUSSION

POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LA MORTALITÉ

Indépendamment de l'inclusion de la mortalité due aux turbines ou du type de pêche, c'est le modèle où la dépendance à la densité dans la survie des civelles se produisait avant la pêche de la civelle (« DD des civelles ») qui avait les points de référence fondés sur la mortalité estimés les plus bas, donc les plus prudents. Les points de référence fondés sur la mortalité issus de ce modèle de dépendance à la densité correspondent généralement aux autres points de référence fondés sur la mortalité estimés pour les populations d'anguilles d'Amérique. Bradford et ses collaborateurs (2022) ont estimé des points de référence fondés sur la mortalité en fonction du nombre de reproducteurs par recrue dans la région des Maritimes. Ils ont trouvé que les valeurs de F_{50} et de F_{30} pour la pêche de la civelle étaient respectivement de 0,69 et 1,2 (par rapport aux valeurs de 0,67 et 1,2 découlant du modèle où la dépendance à la densité chez la civelle se produit avant la pêche; tableau 3). Les valeurs de F_{50} et de F_{30} pour la pêche de l'anguille étaient de 0,09 et 0,166 avec une taille minimale pour la pêche de 350 mm (Bradford *et al.* 2022; par rapport aux valeurs de 0,091 et 0,18 découlant du modèle pour les données à l'échelle du Canada; tableau 4). Pour la plupart des zones, les résultats du modèle pour la pêche de l'anguille étaient également similaires à ceux de Chaput et Cairns (2011), qui ont trouvé une valeur de 0,12 pour F_{50} et une valeur de 0,18 pour F_{30} . Le Conseil international

pour l'exploration de la mer (ICES 2001) a également estimé les points de référence F_{50} et F_{30} pour la pêche de l'anguille dans « le nord de l'aire de répartition » de l'anguille d'Amérique, avec des fourchettes de 0,06 à 0,118 pour F_{50} et de 0,09 à 0,18 pour F_{30} .

Les points de référence pour la pêche de l'anguille dans la zone de Scotia-Fundy étaient plus élevés que les valeurs trouvées dans la documentation, avec une valeur de 0,21 pour F_{50} et de 0,36 pour F_{30} (tableau 4) selon une taille minimale pour la pêche de 350 mm. Cela s'explique probablement par le fait que c'est dans cette zone que la longueur moyenne des anguilles argentées est la plus petite, avec les faibles taux de croissance correspondants, qui étaient associés à des points de référence fondés sur la mortalité inférieurs. En outre, la plus petite longueur des anguilles argentées dans la zone de Scotia-Fundy était égale à la taille minimale pour la pêche, ce qui signifie qu'un sous-ensemble de grandes anguilles jaunes et d'anguilles argentées adultes ne serait pas vulnérable à la mortalité par pêche, ce qui a entraîné une augmentation du taux de pêche pour ces simulations. Par ailleurs, c'est dans la zone du bassin du Saint-Laurent que les estimations des points de référence fondés sur la mortalité étaient toujours les plus faibles (tableau 4) comparativement aux autres zones, probablement en raison de la grande longueur moyenne des anguilles argentées. Les points de référence fondés sur la mortalité provenant des autres modèles de dépendance à la densité (« DD des civelles + Arg. » et « DD des civelles + Arg. + Mort. ») sont généralement plus élevés que les valeurs indiquées dans la documentation. De plus, avec la taille minimale pour la pêche de 200 mm, les points de référence fondés sur la mortalité avaient tendance à être plus petits que les valeurs figurant dans la documentation (lorsque l'effet dépendant de la densité ne concernait que les civelles), avec une valeur de 0,064 pour F_{50} et de 0,12 pour F_{30} à l'échelle du Canada. Les points de référence fondés sur la mortalité étaient beaucoup plus élevés avec la taille minimale pour la pêche de 530 mm : valeur de 0,18 pour F_{50} et de 0,43 pour F_{30} (tableau 4). La variabilité autour des points de référence augmentait avec la taille minimale pour la pêche.

$F_{extinction}$ est la mortalité par pêche où la population ne peut pas survivre. Idéalement, les points de référence fondés sur la mortalité devraient être considérablement plus bas que $F_{extinction}$ afin d'éviter le risque de pêcher jusqu'à l'extinction. Lorsqu'il y a plus de mécanismes de dépendance à la densité, les valeurs de $F_{extinction}$ tendent à être inférieures (tableau 5). Néanmoins, les points de référence fondés sur la mortalité des anguilles étaient généralement bien en dessous des niveaux de $F_{extinction}$ avec les hypothèses de dépendance à la densité (tableau 5). De même, lorsque la dépendance à la densité de la civelle se produit avant la pêche, les points de référence fondés sur la mortalité n'étaient proches de $F_{extinction}$ ni pour les valeurs de F_{50} , ni pour celles de F_{30} . Cependant, lorsque la dépendance à la densité au stade de la civelle survenait après la pêche, les points de référence fondés sur la mortalité étaient très similaires à $F_{extinction}$ (tableau 5). Cela s'explique par la forme de la relation entre F et l'échappée d'anguilles argentées (figure 6 et figure 8), qui baisse d'abord lentement avec F , puis accélère à mesure que F approche de $F_{extinction}$. Le fait que les valeurs de F_{50} et F_{30} soient proches de celles de $F_{extinction}$ dans ce scénario indique que l'utilisation de ces valeurs pour établir les points de référence fondés sur la mortalité peut mettre en péril la population, car la marge d'erreur est très petite.

En cas de grande dépendance à la densité après la pêche, la taille de la population changera très peu pour la plupart des niveaux de mortalité par pêche, jusqu'à ce que F approche de $F_{extinction}$; la population risque alors de disparaître (figures 6 et 8). Dans ces circonstances, la taille de la population n'est plus sensible à la mortalité par pêche et ne pourrait plus être utilisée comme indicateur de l'état de la population ou pour établir les points de référence fondés sur la mortalité. Dans le cas d'une grande dépendance à la densité après la pêche de la civelle, il peut être nécessaire de fixer les points de référence fondés sur la mortalité selon d'autres moyens (p. ex. en fonction d'une proportion de $F_{extinction}$ qui n'est pas sensible au moment de la

dépendance à la densité, mais une étude supplémentaire sur la faisabilité de cette approche s'impose). En d'autres mots, il faudrait revoir le Cadre pour la pêche durable, qui fixe les points de référence par rapport à l'état du stock (pour l'anguille d'Amérique et pour toutes les espèces présentant une importante dépendance à la densité après l'activité de pêche). Pour l'anguille d'Amérique, fixer les points de référence fondés sur la mortalité en fonction de l'hypothèse que la dépendance à la densité des civelles se produit avant la pêche permet de limiter les risques associés au fait que cette hypothèse soit fausse, compte tenu des incertitudes qui entourent le moment de cette dépendance.

De plus, les cartes des risques (figures 11 à 15) soutiennent l'utilisation de points de référence fondés sur la mortalité qui sont faibles. Après 10 ans (pour l'anguille) ou 25 ans (pour la civelle), la pêche conforme aux points de référence fondés sur la mortalité n'avait qu'environ 50 % ou moins de chances d'atteindre l'objectif d'échappée d'anguilles argentées. Si les points de référence fondés sur la mortalité sont baissés (l'exemple illustré sur les figures montre le quantile de 10 %), la probabilité d'atteindre l'objectif d'échappée augmente, ce qui améliore la certitude d'atteindre l'objectif des points de référence fondés sur la mortalité. Cela est particulièrement important étant donné que l'échappée initiale de la population influence la probabilité d'atteindre l'objectif d'échappée après la période correspondante. Si l'échappée initiale de la population n'est pas importante, la probabilité d'atteindre l'objectif est déjà diminuée et il est donc particulièrement important de réduire les points de référence fondés sur la mortalité. L'abondance relative de l'anguille d'Amérique au Canada ayant diminué de plus de 50 % depuis les années 1980 (van der Lee and Koops 2024), il pourrait être très important de procéder à cet ajustement des points de référence fondés sur la mortalité pour favoriser le rétablissement du stock.

Les résultats donnent à penser qu'il serait possible d'avoir un taux d'exploitation plus élevé pour la civelle que pour l'anguille, car la population est généralement moins sensible à la mortalité par pêche des civelles. Cependant, étant donné que les changements dans le stock de civelles prennent du temps à se manifester dans la population, l'horizon temporel considéré pour déterminer l'effet de la pêche influence fortement la conclusion. Les effets de la pêche de la civelle doivent être pris en compte après une période suffisante, sinon il pourrait être conclu que la taille de la population n'a pas changé de manière importante, alors qu'il est plus exact de dire que ces changements n'ont pas eu le temps de se répercuter sur la population. Compte tenu des récents sommets dans les importations de civelles en Chine (Shiraishi and Kaifu 2024) et de la nature panmictique de la population (Ulmo Diaz *et al.* 2023; Cairns *et al.* 2014), il est important de prendre en compte le fait que les effets de la pêche de la civelle continueront d'influencer la population pendant de nombreuses années.

PRÉDICTION DES POINTS DE RÉFÉRENCE FONDÉS SUR LA MORTALITÉ

L'analyse des régressions linéaires multiples démontre qu'il est possible d'estimer les points de référence fondés sur la mortalité pour la population à partir de données limitées sur le cycle biologique et la mortalité due aux turbines. Il serait aussi possible de recourir à la régression liée à la pêche de l'anguille pour estimer l'influence des variations de la taille minimale pour la pêche sur les points de référence fondés sur la mortalité. Cependant, bien que ces équations produisent une valeur de F , comme il susmentionné, il peut être nécessaire de réduire cette valeur pour accroître la certitude d'atteindre l'objectif d'échappée d'anguilles argentées et pour tenir compte d'une taille initiale du stock plus petite ou d'une incertitude générale entourant l'estimation.

La mortalité due aux turbines a un effet important sur les points de référence fondés sur la mortalité prédits (figure 9 et figure 10). Pour les emplacements concernés par la mortalité due aux turbines, il faudrait ajuster les points de référence fondés sur la mortalité par pêche pour

tenir compte de l'augmentation de la mortalité des anguilles argentées. Lorsque la dépendance à la densité ne touchait que la survie des civelles (surtout pour la pêche de l'anguille), une forte mortalité due aux turbines donnait des valeurs prédites de F_{50} très proches de 0, indiquant que dans les scénarios de gestion considérés, ces combinaisons de mortalité due aux turbines et de cycle biologique ne laissaient pratiquement aucune marge pour que la mortalité par pêche atteigne l'objectif de EAA₅₀. Ce point est particulièrement intéressant dans la région du bassin du Saint-Laurent, où il est estimé que la mortalité due aux turbines de certaines anguilles argentées migrant vers la haute mer peut atteindre jusqu'à 40 % (COSEPAC 2012). Pour ajuster adéquatement les points de référence fondés sur la mortalité en tenant compte de la mortalité due aux turbines, il est important d'acquérir une compréhension approfondie de la mortalité globale due aux turbines à laquelle les anguilles sont confrontées dans les bassins versants (p. ex. dans une région où il existe un certain nombre de turbines, toutes les anguilles n'auront pas besoin d'en franchir plusieurs pour aller frayer).

SENSIBILITÉ

L'analyse de l'élasticité de λ donne à penser que le stade de l'anguille jaune est celui qui a le plus grand effet sur les taux de croissance de la population (figure 15), probablement en raison du fait que la pêche touche plusieurs cohortes à ce stade chaque année et qu'une cohorte donnée subit la mortalité par pêche sur plusieurs années. En revanche, la pêche de la civelle ne touche qu'une seule classe d'âge dans le modèle, ce qui réduit son effet sur le taux de croissance de la population. Si la pêche de la civelle touchait plus d'une classe d'âge, l'élasticité connexe augmenterait et il faudrait abaisser les points de référence fondés sur la mortalité pour tenir compte de l'effet sur plusieurs années.

Les élasticités étaient généralement plus élevées pour les anguilles jaunes jeunes et modérément âgées que pour les anguilles jaunes âgées (figure 15), peut-être en raison du cycle biologique de l'anguille d'Amérique. En effet, à mesure que les anguilles jaunes vieillissent, elles ont plus de chances de devenir argentées et de quitter la population pour frayer sans revenir. Les densités de ces classes d'âge sont donc plus faibles : une partie de la cohorte est déjà devenue argentée, ce qui réduit l'effet de la pêche sur la population. Cela soutient l'existence d'une taille minimale pour la pêche qui protège les jeunes anguilles jaunes.

La sensibilité au nombre d'anguilles argentées a démontré que le modèle était le plus sensible à la longueur des anguilles argentées (figure 16), probablement parce que la longueur des anguilles argentées influence directement le calcul d'autres paramètres du cycle biologique (fécondité et survie). Ainsi, une variation de 10 % de la longueur des anguilles argentées se répercute également sur deux autres variables du cycle biologique, ce qui accentue son influence dans le modèle. Les variations des variables qui touchent directement le ratio des civelles par rapport aux anguilles argentées (survie des larves leptocéphales et fécondité) ont une sensibilité approximativement équivalente, une variation de 10 % du paramètre du cycle biologique entraînant une variation d'environ 10 % du nombre d'anguilles argentées. En revanche, les variables qui influencent le nombre d'anguilles argentées de façon plus indirecte, comme les valeurs de la survie, ont un effet moindre lorsqu'elles sont perturbées.

INCERTITUDES

L'incertitude dans les paramètres du cycle biologique a été réduite de plusieurs façons. Les données propres au Canada ont été utilisées autant que possible pour les valeurs du cycle biologique, comme les taux de croissance, la longueur des anguilles argentées et la fécondité, afin d'assurer la pertinence des données. Dans les essais stochastiques, ces paramètres du cycle biologique ont été modifiés dans les répétitions, en vue de tenter encore de refléter la variance et la fourchette probable de ces estimations. Cependant, si la variance de ces

paramètres du cycle biologique était sous-estimée, la variance obtenue des points de référence fondés sur la mortalité serait trop étroite et pourrait ne pas refléter la véritable fourchette pour la population. Une autre incertitude possible pourrait venir des hypothèses simplificatrices sur la durée des migrations de l'anguille d'Amérique : le modèle supposait que les migrations des larves leptocéphales et des anguilles argentées duraient une année chacune. Si ces migrations prenaient plus de temps, il y aurait un retard supplémentaire dans la réaction de la population à la mortalité par pêche (et l'inverse si les migrations prenaient moins de temps).

Malgré les divers cycles biologiques testés, le cycle biologique des mâles ou des anguilles qui vivent dans des environnements saumâtres ou salins n'était pas représenté dans le modèle. Il n'y avait pas assez de renseignements pour paramétrer le modèle en fonction de ces cycles biologiques, mais il est connu qu'ils diffèrent de celui des anguilles femelles vivant en eau douce. Les mâles atteignent généralement la maturité à des tailles plus petites que les femelles (Cairns *et al.* 2014), ce qui signifie que la période pendant laquelle ils sont vulnérables à la pêche est très différente et diminue l'élasticité pour la pêche. Les anguilles ont tendance à grandir et à parvenir à la maturité plus rapidement dans les milieux salins qu'en eau douce (Cairns *et al.* 2014), et leurs points de référence fondés sur la mortalité sont donc probablement différents.

La mortalité de l'anguille d'Amérique était une grande source d'incertitude dans le modèle. Il n'y avait pas assez de données sur la mortalité mesurée pour les utiliser dans le modèle; ce sont plutôt des équations de mortalité paramétrées et fondées sur le poids qui ont été appliquées (Bevacqua *et al.* 2011; Lorenzen 1996). Même si la fourchette de la survie annuelle des anguilles jaunes adultes (environ 90 à 97 %) semble raisonnable, la survie des anguilles jaunes plus jeunes et des civelles est plus incertaine. Lin et Jessop (2020) ont estimé que la valeur de M quotidienne des civelles pendant une pêche de la civelle était en moyenne de 0,029/j. L'application de ces méthodes à l'échelle du Canada, à des emplacements où les civelles ne sont pas pêchées, pourrait aider à fournir des estimations supplémentaires de la survie des civelles au Canada. En outre, la survie des larves leptocéphales n'a pas été mesurée et était complètement inconnue. Elle a été trouvée par le calcul du taux permettant au modèle matriciel de population d'atteindre la stabilité.

La variabilité environnementale ou les projections des changements climatiques n'ont pas été directement étudiées. L'anguille d'Amérique pourrait être particulièrement sensible à plusieurs facteurs des changements climatiques en raison du temps qu'elle passe à la fois en haute mer et dans les eaux continentales durant son cycle biologique, et elle est donc touchée par les modifications qui se produisent dans ces deux habitats (Drouineau *et al.* 2018). Par exemple, la mortalité due aux turbines lors de la migration de l'anguille argentée pourrait augmenter lorsque les précipitations diminuent, entraînant une baisse des niveaux d'eau (Drouineau *et al.* 2018). En particulier, les changements dans les courants océaniques pourraient avoir des effets importants sur les populations d'anguilles d'Amérique (Drouineau *et al.* 2018). Les changements naturels dans les courants océaniques peuvent doubler le nombre de larves leptocéphales qui atteignent le plateau continental (Rypina *et al.* 2016); d'autres modifications des courants océaniques, en particulier du Gulf Stream, pourraient donc avoir des effets majeurs sur les migrations des larves leptocéphales. De plus, les changements dans la température océanique peuvent limiter la nourriture disponible pour les larves leptocéphales, accroissant ainsi les taux de mortalité à ce stade (Miller *et al.* 2016). Il sera de plus en plus important de mener des recherches supplémentaires sur la survie des larves leptocéphales et leur réaction prévue aux changements climatiques pour évaluer les réactions futures des populations.

Le modèle supposait un taux de pêche constant sans variation interannuelle. La variation de la pression de la pêche au fil des ans pourrait modifier considérablement l'échappée d'anguilles

argentées prévue. D'après la forme générale de la décroissance exponentielle (figure 6), de légers changements de F peuvent entraîner de grandes variations de l'échappée d'anguilles argentées obtenue, ce qui est particulièrement important pour la pêche de la civelle, dans laquelle les niveaux de braconnage étaient si élevés dans les Maritimes en 2023 que cette pêche a été fermée (Withers 2023a). Il est estimé qu'au moins 4,5 tonnes de civelles ont été exportées illégalement du Canada (Withers 2023b). Il est important de fixer des points de référence fondés sur la mortalité qui sont prudents, compte tenu de l'incertitude entourant la mortalité par pêche qui touche la population.

Trois mécanismes potentiels de dépendance à la densité ont été inclus dans le modèle. Aucune donnée empirique n'était disponible pour alimenter ces relations; les mécanismes étudiés étaient donc théoriques. La façon dont la dépendance à la densité a été incluse dans le modèle a eu des effets importants sur les résultats, tels que les estimations des points de référence liés à l'échappée d'anguilles argentées. Les mécanismes de dépendance à la densité mis en œuvre étaient cohérents avec les réactions de l'anguille d'Amérique à certains emplacements, mais il n'est pas certain que ces mécanismes représentent adéquatement le fonctionnement de la dépendance à la densité dans les populations actuelles d'anguilles d'Amérique. De plus, le moment où les effets potentiels de la dépendance à la densité se produisent n'est pas connu et, par conséquent, le moment précis où la dépendance à la densité dans la survie des civelles devrait se situer par rapport à la pêche n'est pas connu. Cependant, les résultats confirment largement qu'il est plus prudent d'utiliser des points de référence fondés sur la mortalité qui supposent que la dépendance à la densité se produit avant la pêche, dont les valeurs sont beaucoup plus faibles que les estimations de $F_{\text{extinction}}$.

Des données probantes génétiques montrent que la population d'anguilles d'Amérique est panmictique (Ulmo Diaz *et al.* 2023), ce qui donne à penser que la structure d'une population dulcicole indépendante utilisée dans le modèle actuel est inexacte. La dynamique de l'anguille d'Amérique à un emplacement pourrait plutôt être influencée par la dynamique à d'autres emplacements. La mesure dans laquelle la dynamique locale est influencée par d'autres emplacements peut dépendre de la répartition des larves leptocéphales dans les eaux continentales lorsqu'elles arrivent des frayères (Young and Koops 2014). Pour définir des points de référence fondés sur la mortalité, il faudra déterminer si la prise de décisions de gestion au niveau local (p. ex. à partir de la modélisation de population présentée) permet d'atteindre des objectifs de gestion similaires dans une population panmictique.

RÉFÉRENCES CITÉES

- ASMFC (Atlantic States Marine Fisheries Commission). (2024) Addendum VII to the American Eel Interstate Fishery Management Plan: Commercial Yellow Eel Management and Monitoring Requirements. ASMFC.
- ASMFC (Atlantic States Marine Fisheries Commission). (2012) American eel benchmark stock assessment. ASMFC, Stock Assessment Report No. 12-01. Washington, D.C. 342 p.
- Béguet-Pon, M., Dodson, J. J., Castonguay, M., Jellyman, D., Aarestrup, K., Tsukamoto, K. (2017). Tracking anguillid eels: five decades of telemetry-based research. *Marine and Freshwater Research*, 69(2), 199-219. doi: 10.1071/MF17137
- Bevacqua, D., Melia, P., De Leo, G.A., and Gatto, M. (2011) Intra-specific scaling of natural mortality in fish: the paradigmatic case of the European eel. *Oecologia*, 165: 333-339. doi: 10.1007/s00442-010-1727-9

-
- Bradford, R.G., Cook, A.M. et Smith, S. (2022) Évaluation des pêches de l'anguille d'Amérique et de la civelle dans la région des Maritimes. Secr. can des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/009. v + 80 p.
- Bouillon, D. R., Haedrich, R. L. (1985) Growth of silver eels (*Anguilla rostrata*) in two areas of Newfoundland. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 6(1). doi: 10.2960/J.v6.a9
- Briand, C., P.-M. Chapon, L. Beaulaton, H. Drouineau, and P. Lambert. (2018) Eel density analysis (EDA 2.2.1). Escapement of silver eels (*Anguilla anguilla*) from French rivers. Government of France.
- Cairns, D.K. (2020) Landings, abundance indicators, and biological data for a potential range-wide American eel stock assessment. Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Science. No. 1311: v + 180 pp.
- Cairns, D.K., Chaput, G., Poirier, L.A., Avery, T.S., Castonguay, M., Mathers, A., Casselman, J.M., Bradford, R.G., Pratt, T., Verreault, G., Clarke, K., Veinott, G., and Bernatchez, L. (2014) Recovery Potential Assessment for the American Eel (*Anguilla rostrata*) for eastern Canada: life history, distribution, reported landings, status indicators, and demographic parameters. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/134. xiv + 157 p.
- Cairns, D.K., D.L. Omilusik, P.H. Leblanc, E.G. Atkinson, D.S. Moore, and N. McDonald. 2007. American eel abundance indicators in the southern Gulf of St. Lawrence. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1192. iv+119 pp.
- Camhi, M., Bednarski, M., LaBelle, J., & Waldman, J. (2021) Abundance and distribution of American eel in a heavily dammed urban river. *North American Journal of Fisheries Management*, 41(4), 1131-1140. doi: 10.1002/nafm.10620
- Carbonara, P., Masnadi, F., Donato, F., Sabatini, L., Pellini, G., Cardinale, M., & Scarcella, G. (2023) Biphasic versus monophasic growth curve equation, an application to common sole (*Solea solea*, L.) in the northern and central Adriatic Sea. *Fisheries Research*, 263, 106694. doi: 10.1016/j.fishres.2023.106694
- Caswell, H. (2001) Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. 2nd Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 722 p.
- Chaput, G., Cairns, D. (2011) Mortality reference points for the American Eel (*Anguilla rostrata*) and an application for evaluating cumulative impacts of anthropogenic activities. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/053. iv + 28 p.
- Clark, W. G. (1991) Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(5), 734-750.
- Clark, W. G. (2002) F 35% revisited ten years later. *North American Journal of Fisheries Management*, 22(1), 251-257. doi: 10.1577/1548-8675(2002)022<0251:FRTYL>2.0.CO;2
- COSEPAC. (2012) Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 127 p.
- Dekker W. (2000) A procrustean assessment of the European eel stock. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 938–947 doi: 10.1006/jmsc.2000.0581
- Drouineau, H., Durif, C., Castonguay, M., Mateo, M., Rochard, E., Verreault, G., Yokouchi, K., Lambert, P. (2018) Freshwater eels: A symbol of the effects of global change. *Fish and Fisheries*, 19(5), 903-930. doi: 10.1111/faf.12300
-

-
- EPRI. (2018) Eel Passage Research Center: 2013-2018 Synthesis Report. EPRI, Palo Alto, CA. 3002014733.
- Friedland, K. D., Miller, M. J., & Knights, B. (2007) Oceanic changes in the Sargasso Sea and declines in recruitment of the European eel. *ICES Journal of Marine Science*, 64(3), 519-530. doi: 10.1093/icesjms/fsm022
- Geromont, H.F. and D.S. Butterworth. 2015. A review of assessment methods and the development of management procedures for data-poor fisheries. FAO Report. The Marine Resource Assessment and Management Group (MARAM), University of Cape Town, South Africa. 219pp
- Goodwin, K.R., and Angermeier, P.L. 2003. Demographic characteristics of American eel in the Potomac River Drainage, Virginia. *Trans. Am. Fish. Soc.* 132: 524-535.
- ICES. (2001) Report of the Working Group on Eels St. Andrews, N.B., Canada, 28 August – 1 September 2000. ICES CM 2001/ACFM:03.
- Kronlund, A.R., K.R. Holt, P.A. Shelton and J.C. Rice. (2014) Current Approaches for the Provision of Scientific Advice on the Precautionary Approach for Canadian Fish Stocks: Harvest Decision Rules. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/080. vi + 29 p.
- Jessop, B.M. (2010) Geographic effects on American eel (*Anguilla rostrata*) life history characteristics and strategies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(2), 326-346. doi: 10.1139/F09-189
- Jessop, B.M., Shiao, J.C., Iizuka, Y. (2009) Life history of American eels from western Newfoundland. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138(4), 861-871. doi: 10.1577/T08-190.1
- Jessop, B. M. (2000) Estimates of population size and instream mortality rate of American eel elvers in a Nova Scotia river. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(2), 514-526. doi: 10.1577/1548-8659(2000)129<0514:EOPSAI>2.0.CO;2
- Jessop, B. M. (1987). Migrating American Eels in Nova Scotia. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116(2), 161-170. doi: 10.1577/1548-8659(1987)116<161:MAEINS>2.0.CO;2
- Lin, Y. J., & Jessop, B. M. (2020). Application of generalized depletion model to recruitment of American eel elvers and empirical support from survey data. *Transactions of the American Fisheries Society*, 149(5), 576-586. doi: 10.1002/tafs.10255
- Lorenzen, K. (1996) The relation between body weight and natural mortality in juvenile and adult fish: a comparison of natural ecosystems and aquaculture. *Journal of Fish Biology*, 49: 627-647. doi: 10.1111/j.1095-8649.1996.tb00060.x
- Mace, P. M. and M. P. Sissenwine. (1993) How much spawning per recruit is enough? p. 101 - 118. In S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard [ed.] Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 1 20.
- Miller, M. J., Feunteun, E., & Tsukamoto, K. (2016) Did a “perfect storm” of oceanic changes and continental anthropogenic impacts cause northern hemisphere anguillid recruitment reductions? *ICES Journal of Marine Science*, 73(1), 43-56. doi: 10.1093/icesjms/fsv063
- MPO. (2019) Évaluation des pêches à l'anguille d'Amérique et à la civelle dans la région des Maritimes. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2019/054.
- MPO. (2014) Évaluation du potentiel de rétablissement de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) dans l'est du Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2013/078.
-

-
- MPO. (2012) Points de référence conformes à l'approche de précaution pour une variété de stocks dans la région des Maritimes. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2012/035.
- MPO. (2006) Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2006/023.
- MPO. (2024) Mise à jour sur l'état des pêches de l'anguille d'Amérique et de la civelle dans la région des Maritimes et avis scientifique sur les indices régionaux disponibles. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2024/013.
- Oliveira, K. 1999. Life history characteristics and strategies of the American eel, *Anguilla rostrata*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 795-802.
- Quince, C., Abrams, P. A., Shuter, B. J., & Lester, N. P. (2008) Biphasic growth in fish I: theoretical foundations. *Journal of Theoretical Biology*, 254(2), 197-206. doi: 10.1016/j.jtbi.2008.05.029
- Randall, R. G., & Minns, C. K. (2000) Use of fish production per unit biomass ratios for measuring the productive capacity of fish habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(8), 1657-1667. doi: 10.1139/f00-103
- Rypina, I. I., Pratt, L. J., Lozier, M. S. (2016) Influence of ocean circulation changes on the inter-annual variability of American eel larval dispersal. *Limnology and Oceanography*, 61(5), 1574-1588. doi:10.1002/lno.10297
- Shiraishi, H., Kaifu, K. (2024) Early warning of an upsurge in international trade in the American Eel. *Marine Policy*, 159, 105938. doi: 10.1016/j.marpol.2023.105938
- Sissenwine, M. P., Shepherd, J. G. (1987) An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference points. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(4), 913-918.
- Tremblay, V. (2009). Reproductive strategy of female American eels among five subpopulations in the St. Lawrence River watershed. In *Eels at the edge: science, status, and conservation concerns*. American Fisheries Society, Symposium (Vol. 58, pp. 85-102).
- Ulmo Diaz, G., A. Engman, W.O. McLarney, C.A. Lasso Alcalá, D. Hendrickson, E. Bezault, E. Feunteun, F.L. Prats Léon, J. Wiener, R. Maxwell, R.S. Mohammed, T.J. Kwak, J. Benchetrit, B. Bougas, C. Babin, E. Normandeau, H.H.V. Djambazian, S. H. Chen, S.J. Reiling, J. Ragoussis, and L. Bernatchez. (2023) Panmixia in the American eel extends to its tropical range of distribution: biological implications and policymaking challenges. *Evolutionary Applications*, doi: 10.1111/eva.13599.
- van der Hammen, T., Soudijn, F., Volwater, J., van Rijssel, J. C., Griffioen, A. B., Chen, C., & Winter, H. V. (2021) European Eel (*Anguilla anguilla*) stock size, anthropogenic mortality and silver eel escapement in the Netherlands 2006-2020. (CVO report; No. 21.023). Centre for Fisheries Research (CVO). <https://doi.org/10.18174/556153>
- van der Lee, A.S. and Koops, M.A. 2024. American Eel (*Anguilla rostrata*) Population Trajectory in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/nnn. iv + xx p.
- Vélez-Espino, L. A., & Koops, M. A. (2010) A synthesis of the ecological processes influencing variation in life history and movement patterns of American eel: towards a global assessment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 20, 163-186.
- Walters, C., & Kitchell, J. F. (2001) Cultivation/depensation effects on juvenile survival and recruitment: implications for the theory of fishing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(1), 39-50.
-

-
- Withers, Paul. (2023a, April 18). Balaclavas, hidden licence plates and midnight violence — why Nova Scotia's baby eel fishery was shut down. CBC News. <https://www.cbc.ca/news/canada/nova-scotia/elvers-maritimes-why-halt-violence-1.6813617>
- Withers, Paul. (2023b, December 6). Tonnes of elvers were poached in 2023, but border agents didn't find any. CBC News. <https://www.cbc.ca/news/canada/nova-scotia/canada-boarder-elver-poaching-20232-1.7050682>
- Young, J.A.M., & Koops, M.A. (2014) Recovery Potential Assessment for the American Eel (*Anguilla rostrata*) for eastern Canada: recovery potential assessment population modelling. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/131. vi + 65 p.

ANNEXE 1 – CYCLE BIOLOGIQUE

MODÈLE DE CROISSANCE BIPHASIQUE

Lorsque des données étaient disponibles, elles ont été filtrées de façon à inclure les données sur les femelles d'eau douce provenant notamment des zones de Scotia-Fundy, du sud du golfe et du nord du golfe (Cairns 2020; figure A1.2). Un modèle de croissance biphasique et un modèle de von Bertalanffy ont été envisagés comme modèles de croissance potentiels. Le chevauchement des intervalles de prédiction entre les deux modèles (figure A1.1) a indiqué qu'ils produisaient des prédictions de longueur très similaires; le choix d'utiliser le modèle de croissance biphasique repose donc sur les paramètres produits.

Les écarts-types à l'échelle du Canada pour la détermination de la variance des taux de croissance et des longueurs des anguilles argentées dans les essais stochastiques étaient fondés sur les écarts-types moyens entre les zones (tableau A1.1). Les écarts-types (*ET*) pour les taux de croissance et les longueurs des anguilles argentées ont été estimés à partir de la distribution normale et des intervalles de prédiction de la croissance biphasique. Ils ont été calculés comme suit :

$$ET = \frac{\text{valeur max} - \text{valeur min}}{2 * 1.96}, \quad (A1.1)$$

où *valeur max* et *valeur min* désignent la fourchette des intervalles de prédiction autour des taux de croissance et des longueurs des anguilles argentées.

L'écart-type moyen autour du taux de croissance était de 7,95 mm/an et l'écart-type moyen autour de la longueur des anguilles argentées était de 89 mm (tableau A1.1).

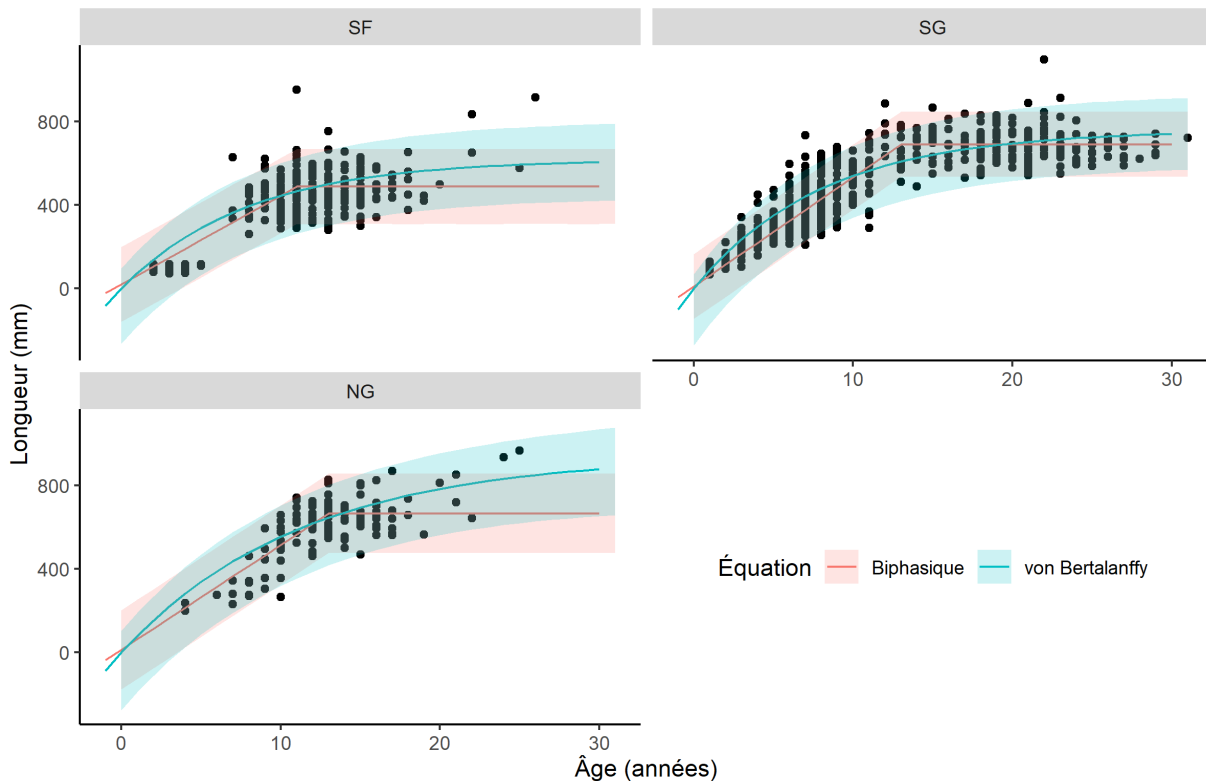


Figure A1.1. Comparaison des intervalles de prédiction obtenus avec l'équation de von Bertalanffy et le taux de croissance biphasique. Les différentes zones ombrées reflètent les différentes équations.

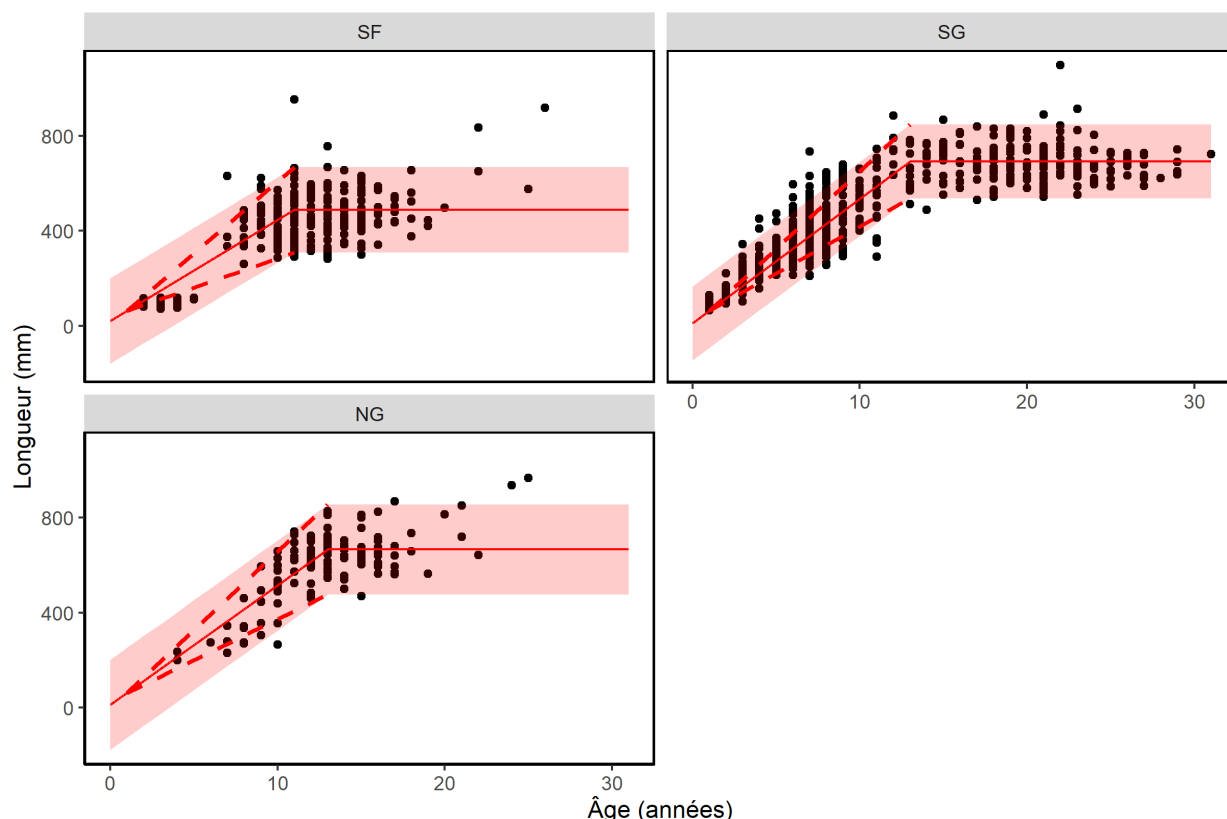


Figure A1.2. Tracés biphasiques pour trois zones géographiques au Canada. Les zones ombrées représentent les intervalles de prédiction autour des courbes biphasiques; les lignes rouges tiretées représentent les taux de croissance minimum et maximum utilisés pour le calcul de l'écart-type des taux de croissance. Les âges utilisés dans les tracés ont été ajustés de façon à ce que les civelles correspondent à l'âge 1; elles sont habituellement considérées comme des individus d'âge 0.

Tableau A1.1. Écarts-types et moyennes des taux de croissance et des longueurs des anguilles argentées pour les régions géographiques du Canada selon le modèle de croissance biphasique.

Zone	Taux de croissance (ET, en mm)	Longueur des anguilles argentées (ET; en mm)	Seuil d'âge
Scotia-Fundy	42,6 (9,16)	489 (91,6)	10
Sud du golfe	52,4 (6,60)	692 (79,5)	12
Nord du Golfe	50,3 (8,07)	666 (96,8)	12

Comme le modèle biphasique suppose une période sans croissance aux âges avancés, les taux de croissance biphasique seront plus rapides que ceux qui sont indiqués dans la documentation — qui présument généralement des taux de croissance constants jusqu'à l'argenteure. Des simulations ont été réalisées pour qu'il soit possible de faire une conversion entre les différentes options de taux de croissance. Une distribution des anguilles devant parvenir à l'argenteure a été générée à partir des taux de croissance, des longueurs moyennes des anguilles argentées et des âges moyens des anguilles argentées consignés. L'écart-type de 89 mm à l'échelle du Canada a été utilisé pour l'ajout d'une variance à la longueur moyenne des anguilles argentées tirée de la documentation (Cairns *et al.* 2014). Une relation entre l'âge des anguilles argentées et l'écart-type autour de l'âge des anguilles argentées a été appliquée pour déterminer l'écart-type pour l'âge des anguilles argentées (figure A1.3). Une courbe

biphasique a été ajustée aux données simulées et les taux de croissance dans la documentation ont été comparés aux nouveaux taux de croissance biphasique (figure A1.4). Lors de l'utilisation d'équations pour les régressions linéaires multiples afin de prédire les points de référence fondés sur les taux de mortalité par pêche, il faut convertir les taux de croissance provenant de la documentation en taux de croissance biphasique avant de les utiliser dans les équations.

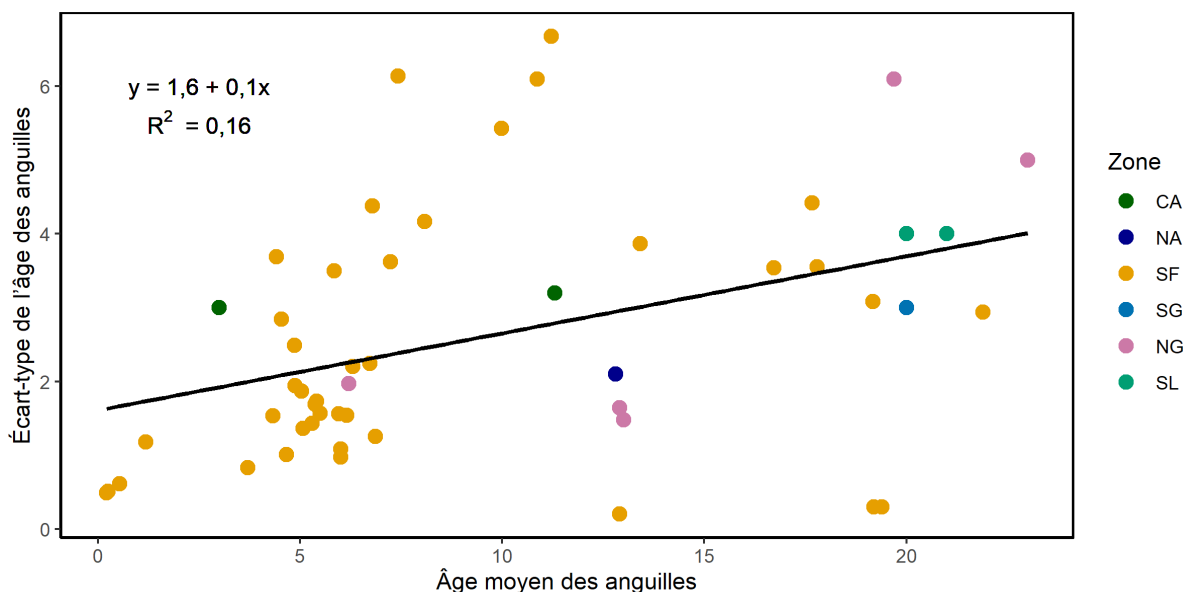


Figure A1.3. Relation entre l'âge moyen des anguilles et l'écart-type. Les données proviennent de : Jessop et al. (2009); Tremblay (2009); Cairns et al. (2007); Goodwin and Angermeier (2003); Oliveira (1999); Jessop (1987); Bouillon and Haedrich (1985). Seuls les ensembles de données avec une taille d'échantillon minimale de 10 ont été utilisés.

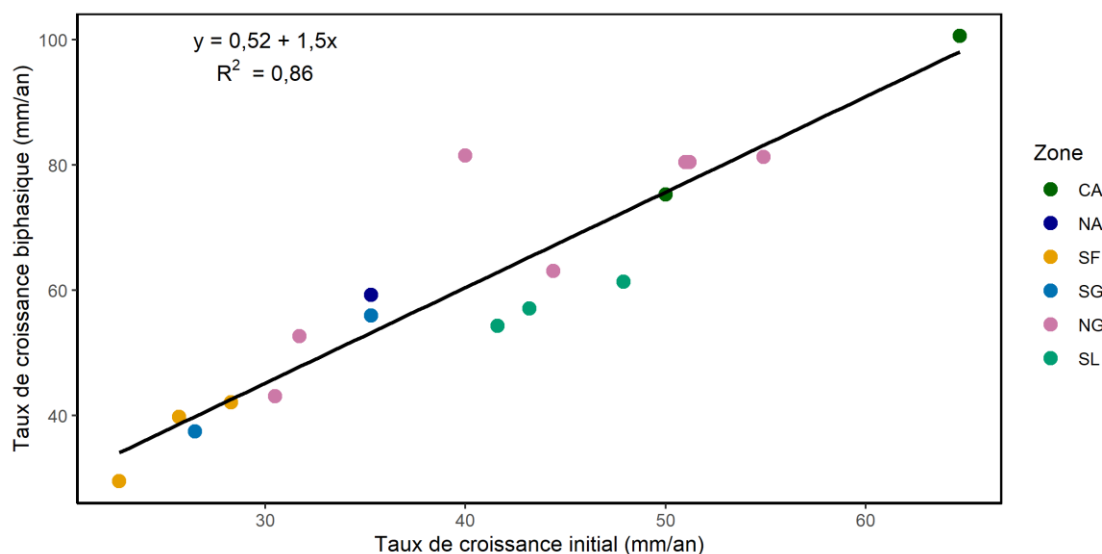


Figure A1.4. Conversion entre le taux de croissance supposé constant tout au long de la vie (axe des abscisses; « Taux de croissance initial ») et le taux de croissance dans le modèle biphasique (axe des ordonnées; « Taux de croissance biphasique »). Étant donné que le modèle biphasique ne suppose pas une croissance constante, les taux de croissance qu'ils produisent sont toujours plus élevés que ceux trouvés dans la documentation qui proviennent d'un modèle de croissance constante.

PROBABILITÉ D'ARGENTURE

Il était nécessaire d'établir un modèle décrivant les âges et les longueurs auxquels les anguilles jaunes deviennent des anguilles argentées pour déterminer la probabilité moyenne d'argenture pour chaque âge. L'extrait de ce modèle devrait idéalement correspondre aux données disponibles sur la longueur et l'âge des anguilles argentées, ainsi qu'à la forme des distributions longueur-âge pour le stade de l'anguille jaune.

Trois méthodes possibles décrivant la probabilité de passage du stade de l'anguille jaune à celui de l'anguille argentée ont été étudiées. Le premier modèle supposait que l'anguille devenait argentée en atteignant la longueur d'argenture. Le deuxième présumait qu'une fois qu'une anguille atteignait sa longueur d'argenture, elle avait une probabilité constante de 10 % de devenir argentée chaque année. Le dernier posait comme hypothèse que la probabilité d'argenture était initialement de 10 % à l'âge d'argenture le plus précoce et qu'elle augmentait de 1 % chaque année par la suite. Par exemple, si l'âge d'argenture le plus précoce possible était l'âge 5, une anguille ayant atteint la longueur d'argenture aurait 15 % de probabilité de devenir argentée à l'âge 10.

La distribution simulée des longueurs des anguilles argentées était similaire aux données de la distribution observées pour tous les modèles (figure A1.5); cependant, les distributions selon l'âge étaient très différentes (figure A1.6). Dans le modèle où les anguilles devenaient argentées lorsqu'elles atteignaient leur longueur d'argenture (« Longueur à l'argenture »), la distribution des âges des anguilles argentées était trop étroite comparée à une distribution des âges réels des anguilles argentées. Dans le cas de la zone du sud du golfe, l'âge moyen des anguilles argentées simulées était aussi trop bas. Cependant, lorsque la probabilité était maintenue constante à 10 % (« Constante à 10 % »), la distribution était plus plate et la zone de Scotia-Fundy comptait des anguilles argentées beaucoup plus âgées par rapport aux données observées. En général, c'est le modèle dans lequel la probabilité d'argenture commençait à 10 % à l'âge d'argenture le plus précoce possible et augmentait de 1 % chaque année qui a le mieux approximé la forme de la distribution des âges des anguilles argentées (figure A1.6).

Le même profil est apparu en considérant le nombre d'anguilles jaunes dans les différentes simulations (figure A1.7). Lorsque les anguilles atteignent la maturité à la longueur des anguilles argentées, il n'y a pas de représentation d'anguilles plus âgées et plus grandes dans la distribution du stade de l'anguille jaune. Pour sa part, une probabilité d'argenture constante de 10 % après avoir atteint la longueur d'argenture produisait une surreprésentation des anguilles plus âgées non constatée dans les données observées, avec des âges allant jusqu'à 50 ans. C'est le modèle dans lequel la probabilité d'argenture augmente avec l'âge de l'anguille qui représentait le plus fidèlement les données de la distribution âge-longueur, permettant la représentation de quelques individus plus âgés.

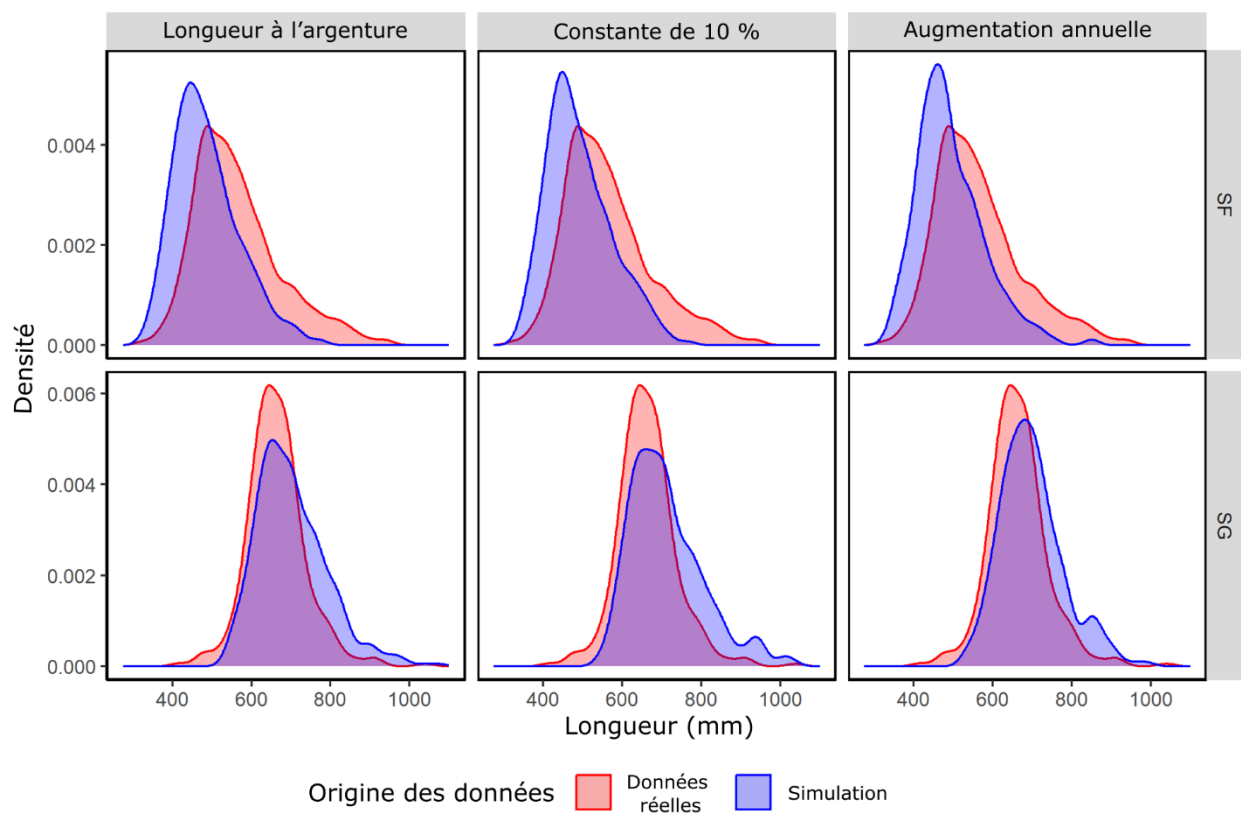


Figure A1.5. Comparaison des distributions de la longueur des anguilles argentées selon différents modèles de probabilité d'argenture et dans diverses zones géographiques. Les modèles et les zones sont relativement similaires.

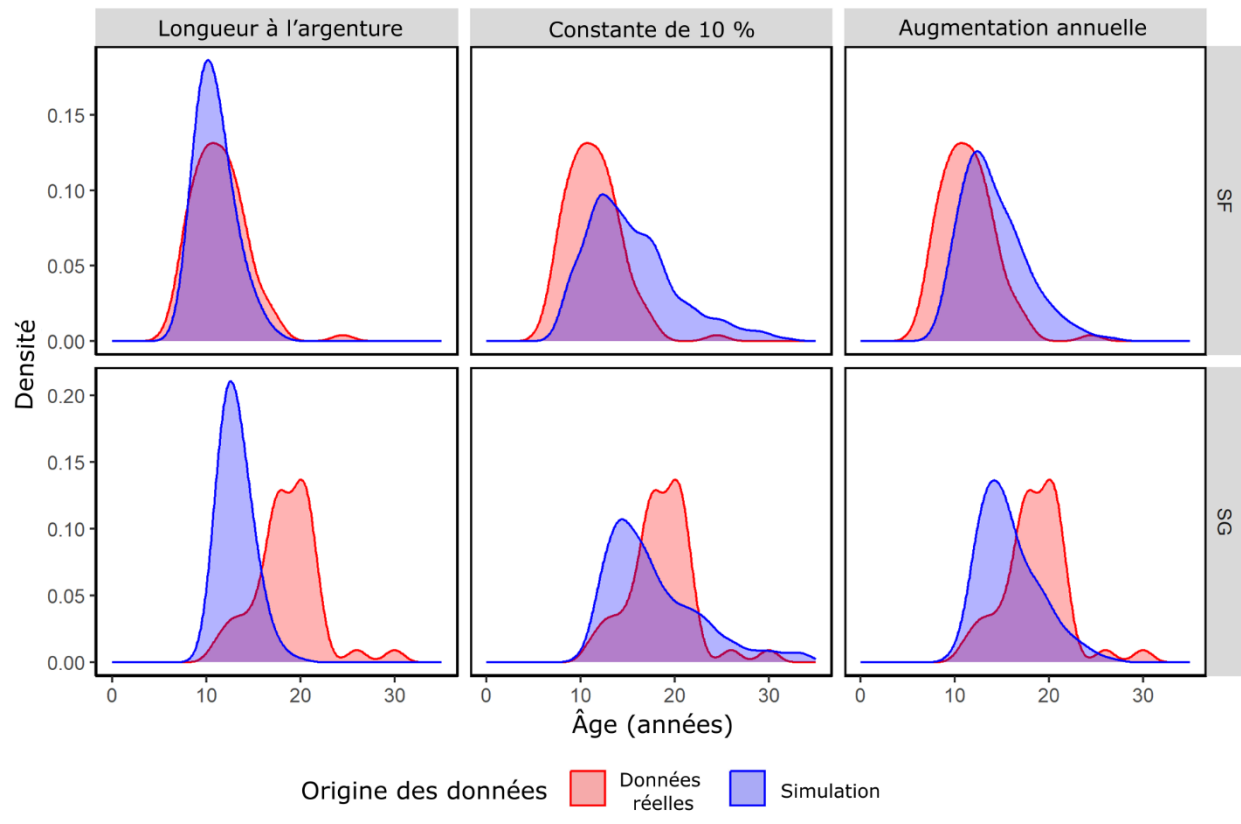


Figure A1.6. Comparaison des distributions selon l'âge des anguilles argentées selon différents modèles de probabilité d'argenture et dans diverses zones géographiques. Le modèle où la maturité se produit dès que la longueur d'argenture est atteinte était constamment trop étroit et le modèle avec une probabilité d'argenture constante de 10 % était généralement trop large.

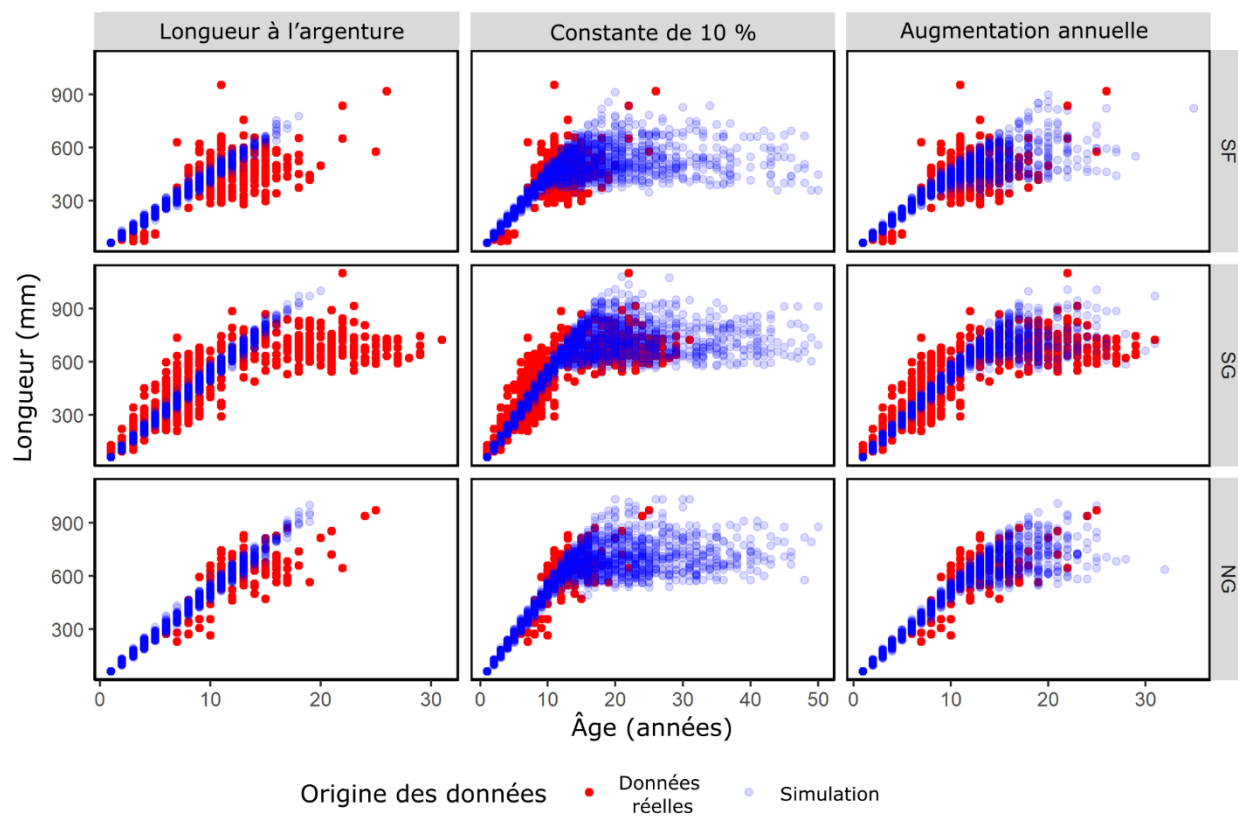


Figure A1.7. Relations âge-longueur de l'anguille jaune dans diverses zones géographiques et différents modèles pour la détermination de la probabilité d'argenture. Il convient de noter les différentes échelles sur l'axe des abscisses entre les modèles; le modèle « Constante à 10 % » a une fourchette plus large que les autres.

RELATIONS LONGUEUR-POIDS

Le sous-ensemble des données longueur-poids influençait la forme de la régression (figure A1.8). La courbe devenait légèrement plus abrupte lorsque les anguilles très petites étaient retirées des données (ce qui éliminait la grande influence de la région du sud du golfe sur la courbe) et que chaque emplacement avait le même nombre de points de données.

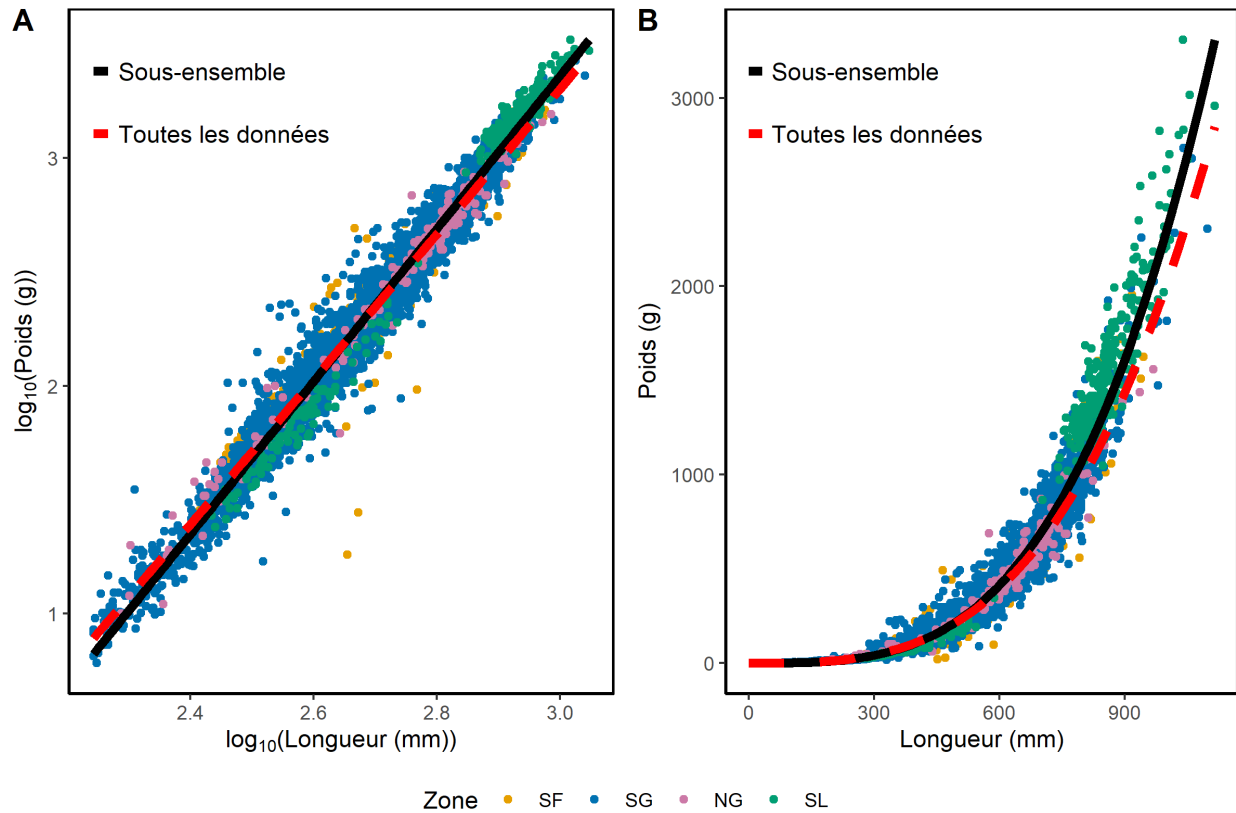


Figure A1.8. Relation transformée et non transformée entre la longueur et le poids. La ligne rouge tirée représente les régressions effectuées sur l'ensemble de données complet et la ligne noire continue représente la courbe des simulations des données du sous-ensemble.

ANNEXE 2 – RENDEMENT MAXIMAL DURABLE, NOMBRE DE REPRODUCTEURS PAR RECRUE ET ÉCHAPPÉE D'ANGUILLES ARGENTÉES

L'utilisation du rendement maximal durable, du nombre de reproducteurs par recrue ou de l'échappée d'anguilles argentées comme base pour définir le point de référence limite et le point de référence supérieur a été étudiée. Afin de tester la différence, 1 000 simulations des pêches de l'anguille et de la civelle ont été réalisées pour chacun des groupes de dépendance à la densité. Les valeurs du cycle biologique étaient maintenues constantes à la moyenne canadienne (taux de croissance de 55 mm/an, longueur des anguilles argentées de 725 mm et aucune variance de la fécondité, de la mortalité ou de λ_{max}), tandis que le taux de mortalité par pêche variait pour chaque simulation. Le rapport entre l'échappée d'anguilles argentées et le nombre de reproducteurs par recrue a été consigné pour chaque simulation.

La biomasse des anguilles jaunes correspondait au vecteur de population multiplié par le poids moyen prévu à chaque âge (d'après la courbe de croissance biphasique dans l'équation 1 et la relation longueur-poids dans l'équation 2), selon différentes hypothèses de dépendance à la densité, différentes longueurs minimales pour la pêche et différents moments de la dépendance à la densité des civelles. Le rendement correspondait à la biomasse multipliée par la mortalité annuelle par pêche (les produits étant additionnés dans le cas de la pêche de l'anguille). La biomasse et le rendement ont été mis à l'échelle pour que la valeur maximale soit égale à 1, afin de faciliter les comparaisons.

Les points de référence fondés sur la mortalité par pêche ont été calculés légèrement différemment selon la méthode. Pour les paramètres du nombre de reproducteurs par recrue et de l'échappée d'anguilles argentées, la mortalité par pêche qui donnait la production respective la plus proche de 0,5 ou de 0,3 a été considérée comme le point de référence supérieur et le point de référence limite, respectivement (voir la figure 1). Pour l'approche basée sur le rendement maximal durable, c'est la biomasse au rendement maximal durable (BRMD) qui a été utilisée, où la mortalité par pêche produisant 80 % ou 40 % de BRMD était considérée comme le point de référence supérieur ou le point de référence limite, respectivement.

Pour la pêche de l'anguille, il ne fait aucun doute que les points de référence fondés sur la mortalité d'après l'échappée d'anguilles argentées sont les plus prudents (figure A2.1). L'approche basée sur le rendement maximal durable semble plus risquée pour la pêche de l'anguille, car ses valeurs sont constamment beaucoup plus élevées que celles des autres approches, et elle entraîne une très faible échappée de la population. Les points de référence fondés sur la mortalité d'après l'échappée d'anguilles argentées et le nombre de reproducteurs par recrue sont similaires, mais les valeurs prédites en fonction de l'échappée sont toujours légèrement plus faibles et il s'agit donc de la méthode la plus prudente à utiliser pour définir les points de référence fondés sur la mortalité. De plus, bien que les paramètres du nombre de reproducteurs par recrue et de l'échappée d'anguilles argentées soient similaires, ils sont influencés par la valeur de λ_{max} de la simulation (figure A2.2). Lorsque la valeur de λ_{max} diminue, il y a une plus grande différence entre les paramètres de l'échappée d'anguilles argentées et du nombre de reproducteurs par recrue, ce dernier étant plus biaisé à la hausse que le premier. Cette différence est plus importante lorsqu'il y a plus de mécanismes de dépendance à la densité dans la simulation (figure A2.2).

Pour la pêche de la civelle, le paramètre à privilégier est moins évident (figure A2.3). Si la dépendance à la densité dans la survie des civelles se produit avant la pêche, il est plus prudent d'utiliser l'échappée d'anguilles argentées que le rendement maximal durable. Cependant, si la dépendance à la densité survient après la pêche, le rendement maximal durable tend à donner des points de référence fondés sur la mortalité plus bas. Comme il est décrit dans le corps du document, plusieurs préoccupations sont associées à l'hypothèse de la

dépendance à la densité qui survient après l'activité de pêche. C'est pourquoi l'échappée d'anguilles argentées est utilisée comme paramètre commun pour déterminer les points de référence fondés sur la mortalité pour les pêches de l'anguille et de la civelle.

Pour la pêche de l'anguille, une relation non linéaire existait entre l'échappée d'anguilles argentées et la biomasse des anguilles jaunes. Il y avait une linéarité à des valeurs d'échappée élevées, mais elle diminuait fortement à des valeurs d'échappée faibles (figure A2.4). Ce point appuie l'utilisation de EAA_{30} comme point de référence limite, sous lequel la biomasse de la population devrait décliner rapidement. La forme de la relation non linéaire entre la biomasse des anguilles jaunes et l'échappée d'anguilles argentées était similaire entre les différentes hypothèses de dépendance à la densité, bien qu'elles différaient légèrement pour des conditions différentes de taille minimale pour la pêche. Il est possible que la biomasse des anguilles jaunes soit utilisée comme approximation de l'échappée d'anguilles argentées lors des prochains travaux de suivi de l'anguille d'Amérique, en raison de la relation entre ces deux paramètres.

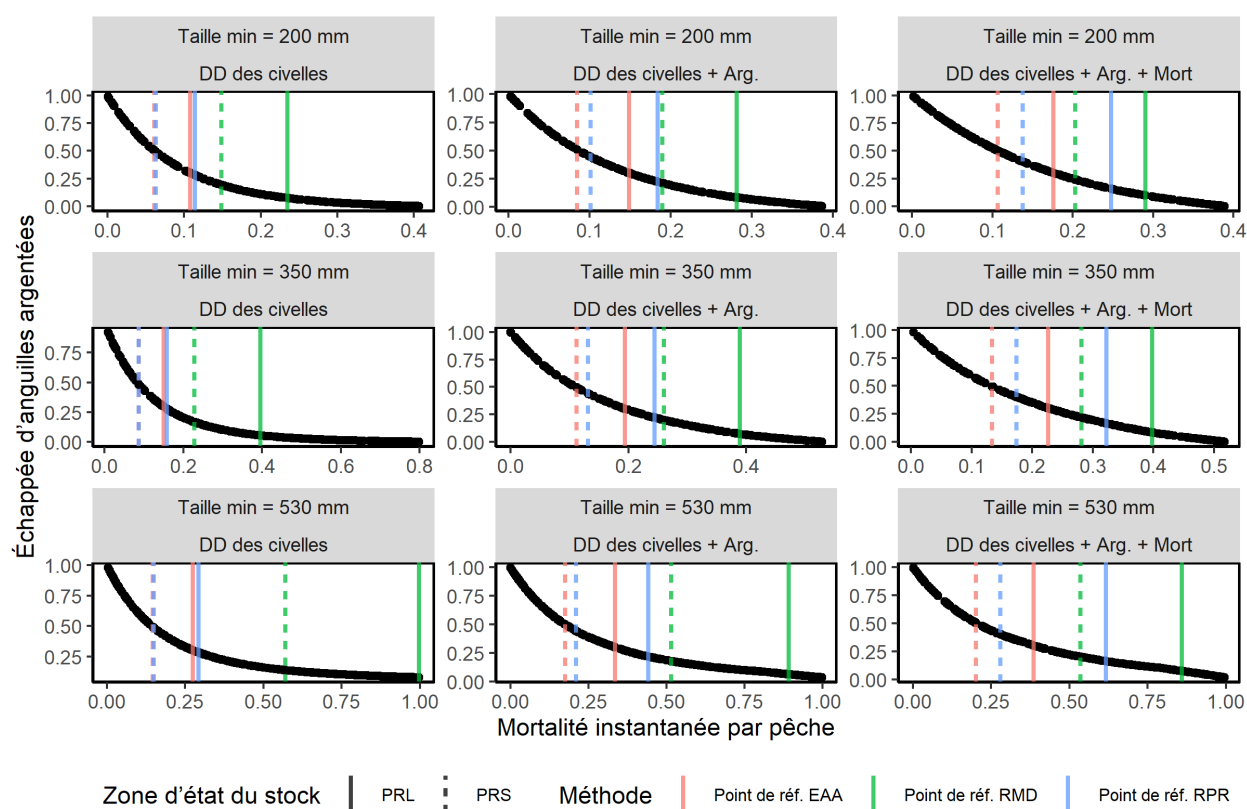


Figure A2.1. Points de référence fondés sur la mortalité pour la pêche de l'anguille calculés à l'aide de différents paramètres. Les lignes verticales représentent les points de référence fondés sur la mortalité; elles sont colorées selon le paramètre utilisé pour le calcul. Les lignes continues représentent les points de référence limites (PRL) fondés sur la mortalité et les lignes tiretées, les point de référence supérieurs (PRS) fondés sur la mortalité. Cette simulation avait une valeur de λ_{max} de 1,3.

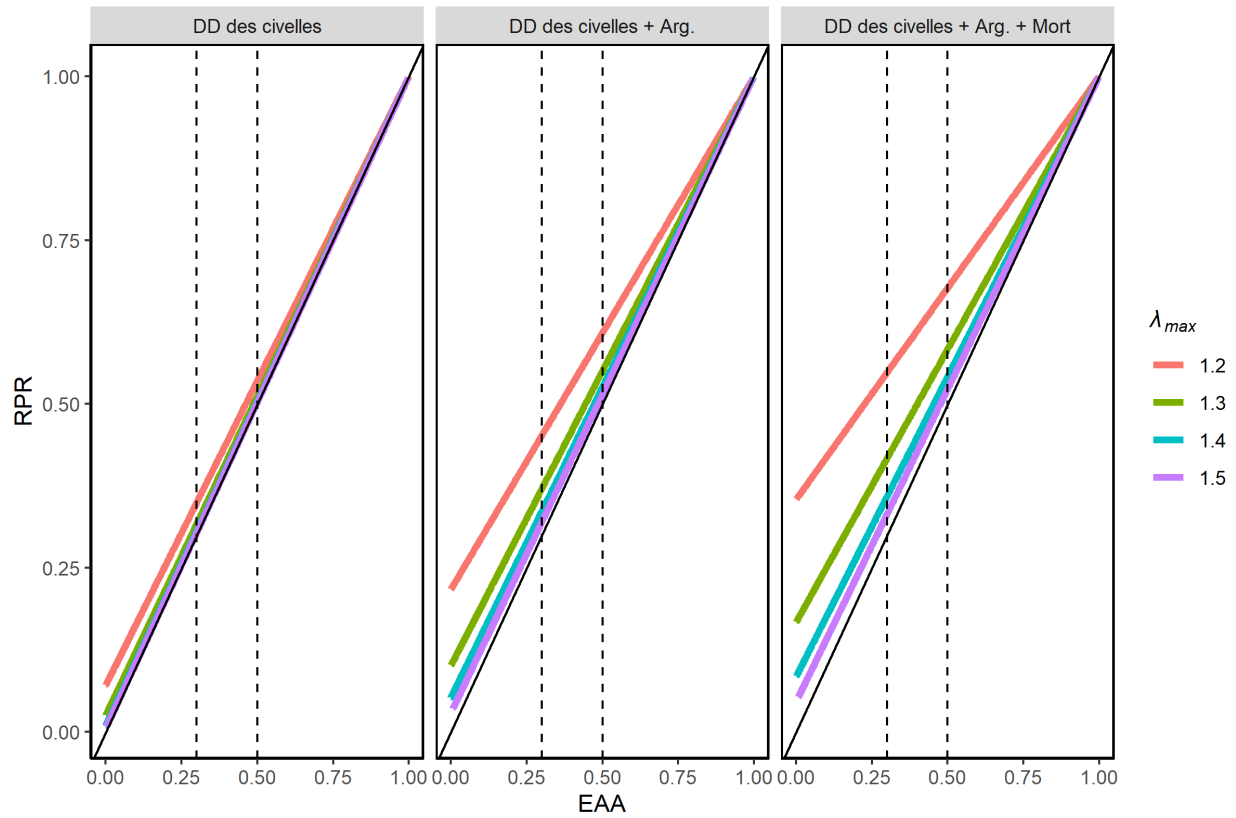


Figure A2.2. Relation entre l'échappée d'anguilles argentées (EAA) et le nombre de reproducteurs par recrue (RPR) pour la pêche de l'anguille dans différents scénarios de dépendance à la densité. La ligne noire continue reflète une pente de 1, soit l'équivalence entre les mesures. Les lignes tiretées représentent le point de référence supérieur (EAA₅₀) et le point de référence limite (EAA₃₀).

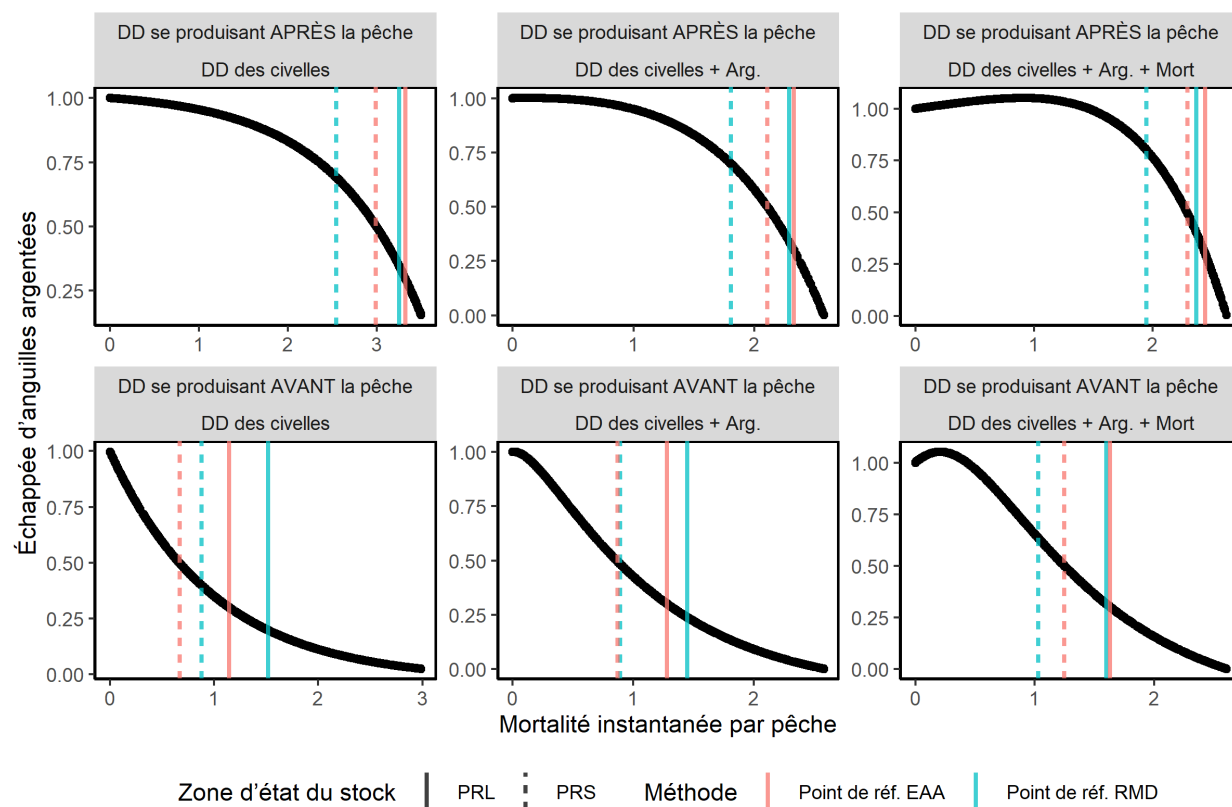


Figure A2.3. Points de référence fondés sur la mortalité pour la pêche de la civelle calculés à l'aide de différents paramètres. Les lignes verticales représentent les points de référence fondés sur la mortalité; elles sont colorées selon le paramètre utilisé pour le calcul. Les lignes continues représentent les points de référence limites (PRL) fondés sur la mortalité et les lignes tiretées, les points de référence supérieurs (PRS) fondés sur la mortalité. Cette simulation avait une valeur de λ_{max} de 1,3.

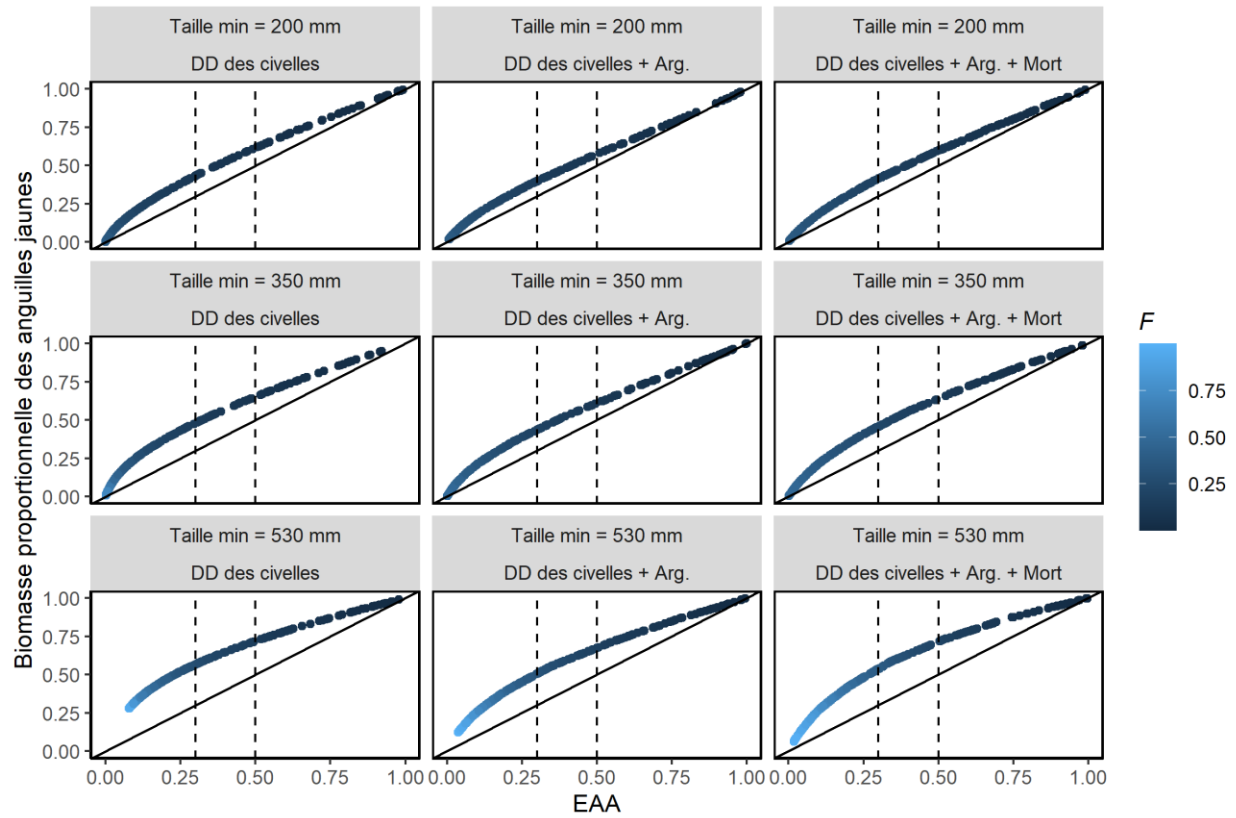


Figure A2.4. Relation entre l'échappée d'anguilles argentées (EAA) et la biomasse proportionnelle des anguilles jaunes pour la pêche de l'anguille d'après des modèles de dépendance à la densité selon différentes tailles minimales pour la pêche. La ligne continue reflète une pente de 1, soit l'équivalence entre les mesures. Les lignes tiretées représentent le point de référence supérieur (EAA₅₀) et le point de référence limite (EAA₃₀).

ANNEXE 3 – FIGURES DES RÉGRESSIONS LINÉAIRES MULTIPLES

Lorsque les données utilisées dans les régressions linéaires multiples étaient divisées en données d'entraînement et de test, les données de test (voir plus loin) servaient à observer la performance des régressions sur les nouvelles données. Les graphiques suivants montrent ces diagrammes de diagnostics pour les différentes dépendances à la densité et régressions pour les pêches de l'anguille et de la civelle. Bien que les régressions tendent à surestimer la mortalité par pêche lorsque les valeurs d'échappée sont très faibles, elles sont assez cohérentes sur la fourchette des valeurs d'échappée susceptibles d'être considérées comme points de référence (figure 1).

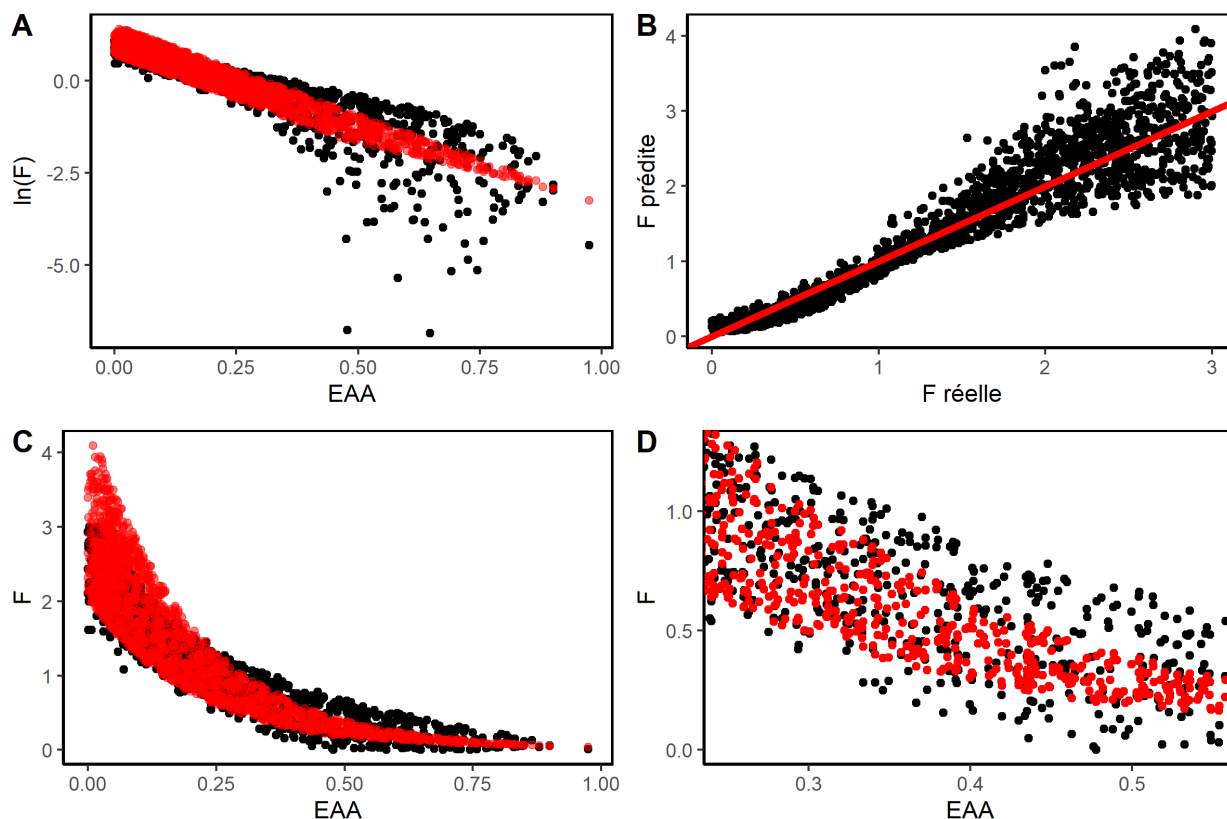


Figure A3.1. Observations des régressions linéaires multiples pour la pêche de la civelle, compte tenu de la dépendance à la densité se produisant au stade de la civelle uniquement (« DD des civelles »). Les points rouges représentent les valeurs prédites à partir du test et les points noirs, la valeur réelle des données de test. Le panneau A illustre la relation entre l'échappée d'anguilles argentées (EAA) et la mortalité par pêche log-transformée. Le panneau B montre les résultats entre les valeurs réelles de F et les valeurs de F prédites par la régression. Le panneau C présente la relation entre l'EAA et la valeur de F non transformée sur toute la fourchette de valeurs d'EAA, tandis que le panneau D décrit la relation uniquement pour les valeurs d'EAA probablement d'intérêt, soit entre 0,25 et 0,55.

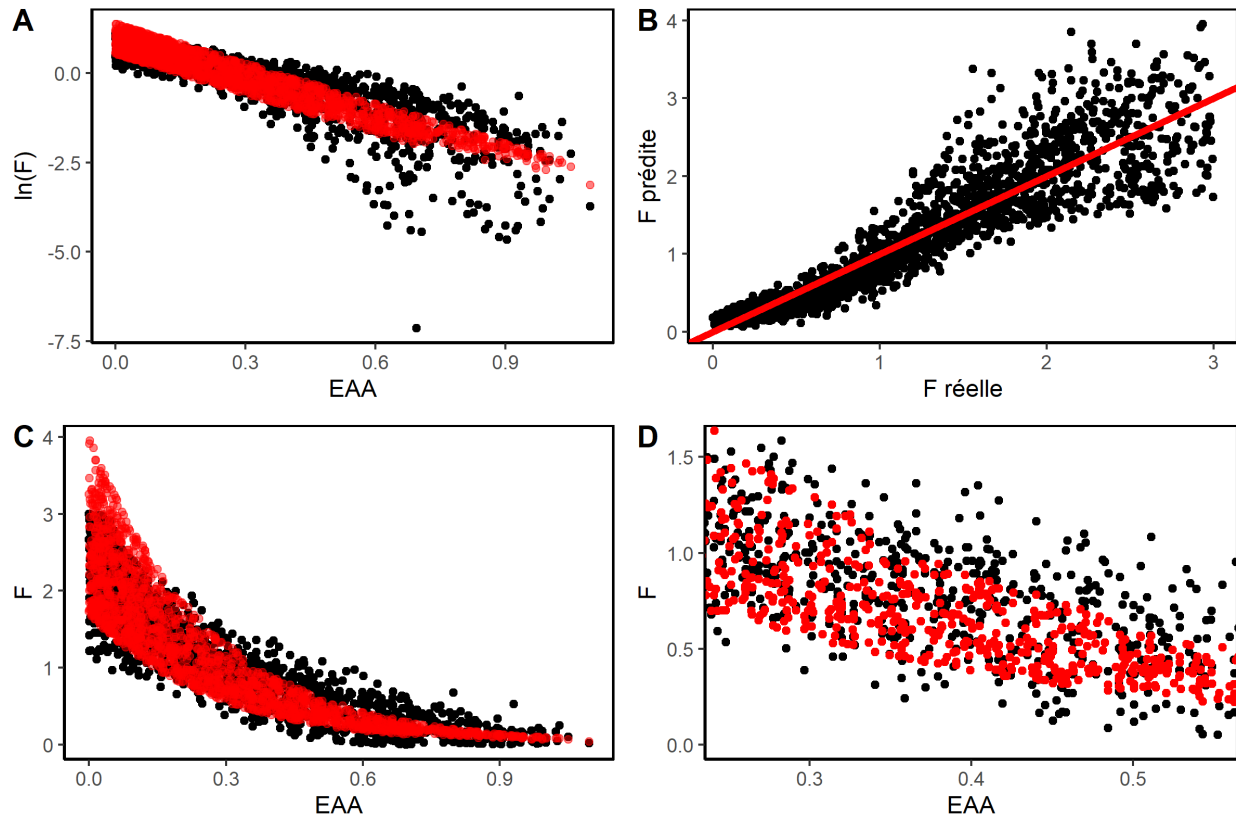


Figure A3.2. Observations des régressions linéaires multiples pour la pêche de la civelle, compte tenu de la densité se produisant au stade de la civelle et de la probabilité d'argente (« DD des civelles + Arg. »). Les points rouges représentent les valeurs prédites à partir du test et les points noirs, la valeur réelle des données de test. Le panneau A illustre la relation entre l'échappée d'anguilles argentées (EAA) et la mortalité par pêche log-transformée. Le panneau B montre les résultats entre les valeurs réelles de F et les valeurs de F prédites par la régression. Le panneau C présente la relation entre l'EAA et la valeur de F non transformée sur toute la fourchette de valeurs d'EAA, tandis que le panneau D décrit la relation uniquement pour les valeurs d'EAA probablement d'intérêt, soit entre 0,25 et 0,55.

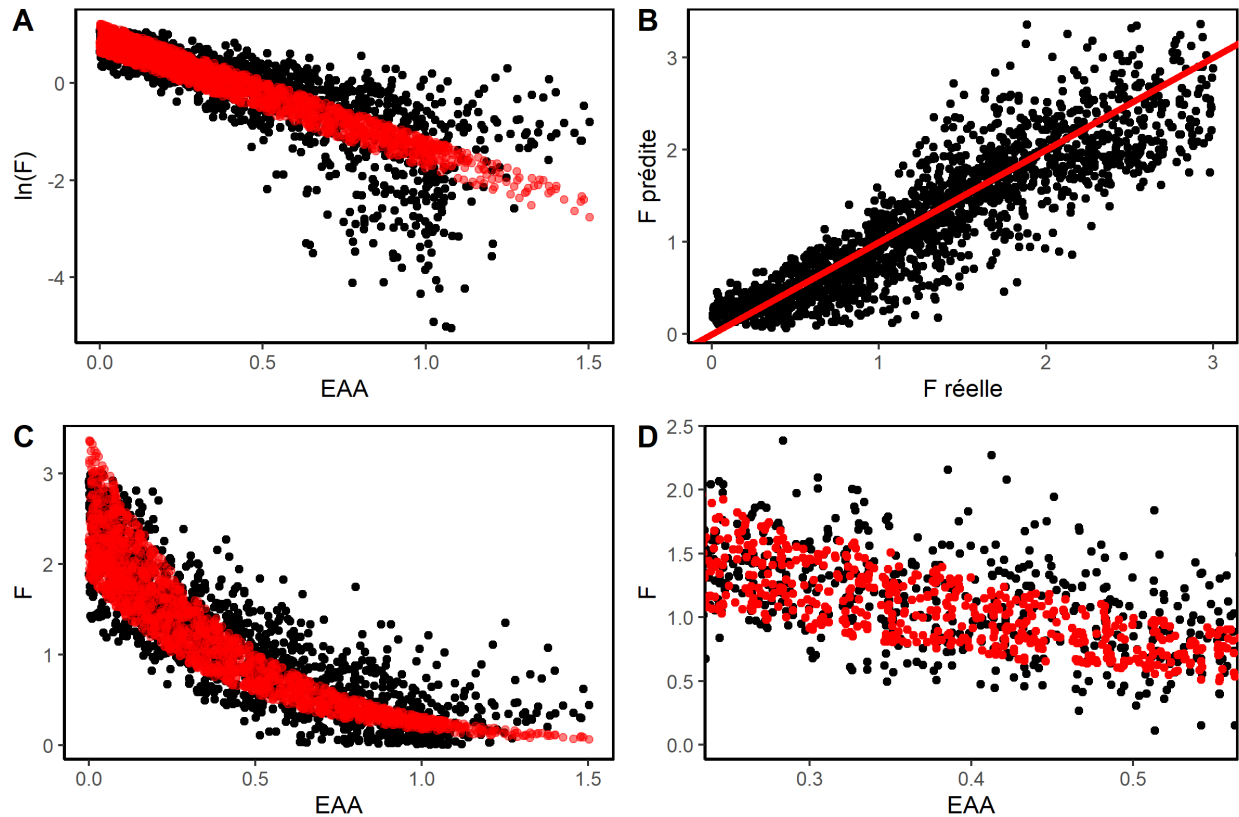


Figure A3.3. Observations des régressions linéaires multiples pour la pêche de la civelle, compte tenu de la dépendance à la densité se produisant au stade de la civelle, de la probabilité d'argenture et de la mortalité (« DD des civelles + Arg. + Mort. »). Les points rouges représentent les valeurs prédites à partir du test et les points noirs, la valeur réelle des données de test. Le panneau A illustre la relation entre l'échappée d'anguilles argentées (EAA) et la mortalité par pêche log-transformée. Le panneau B montre les résultats entre les valeurs réelles de F et les valeurs de F prédites par la régression. Le panneau C présente la relation entre l'EAA et la valeur de F non transformée sur toute la fourchette de valeurs d'EAA, tandis que le panneau D décrit la relation uniquement pour les valeurs d'EAA probablement d'intérêt, soit entre 0,25 et 0,55.

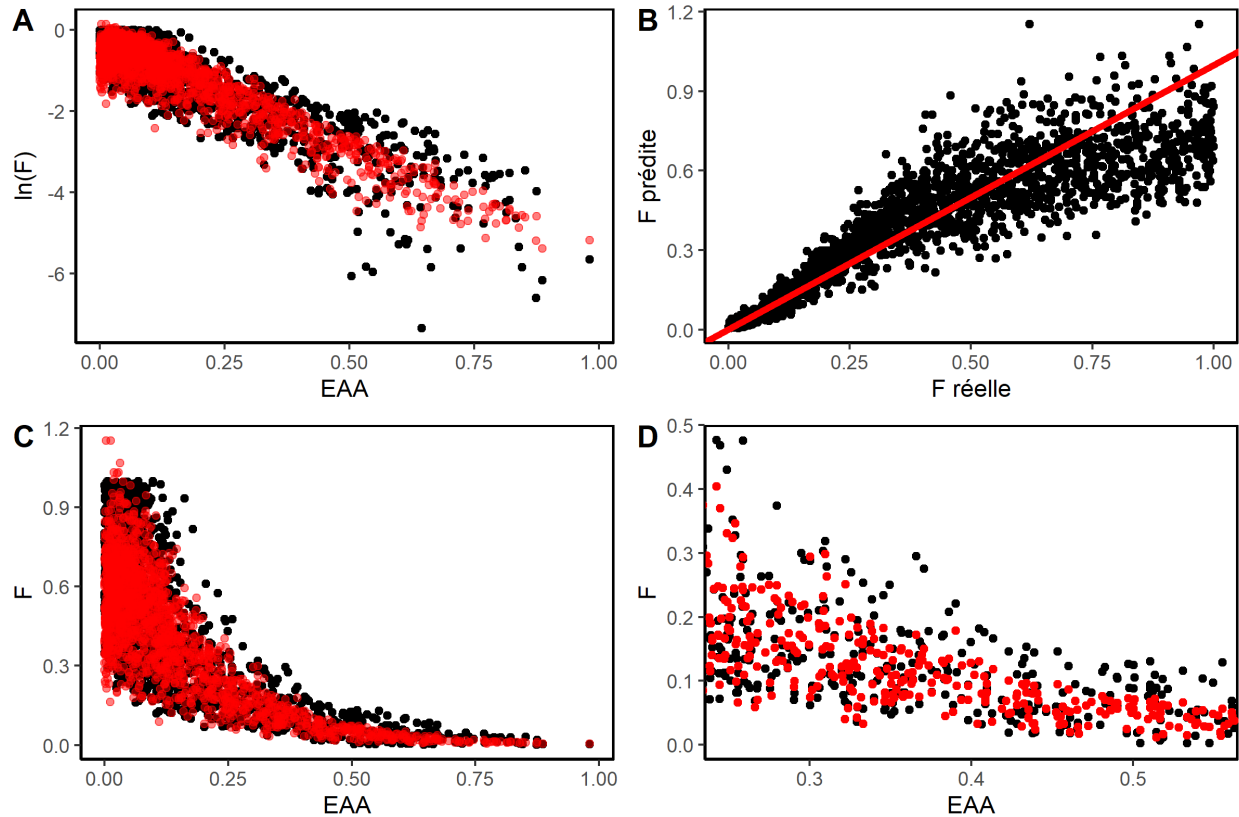


Figure A3.4. Observations des régressions linéaires multiples pour la pêche de l'anguille, compte tenu de la dépendance à la densité se produisant au stade de la civelle uniquement (« DD des civelles »). Les points rouges représentent les valeurs prédites à partir du test et les points noirs, la valeur réelle des données de test. Le panneau A illustre la relation entre l'échappée d'anguilles argentées (EAA) et la mortalité par pêche log-transformée. Le panneau B montre les résultats entre les valeurs réelles de F et les valeurs de F prédites par la régression. Le panneau C présente la relation entre l'EAA et la valeur de F non transformée sur toute la fourchette de valeurs d'EAA, tandis que le panneau D décrit la relation uniquement pour les valeurs d'EAA probablement d'intérêt, soit entre 0,25 et 0,55.

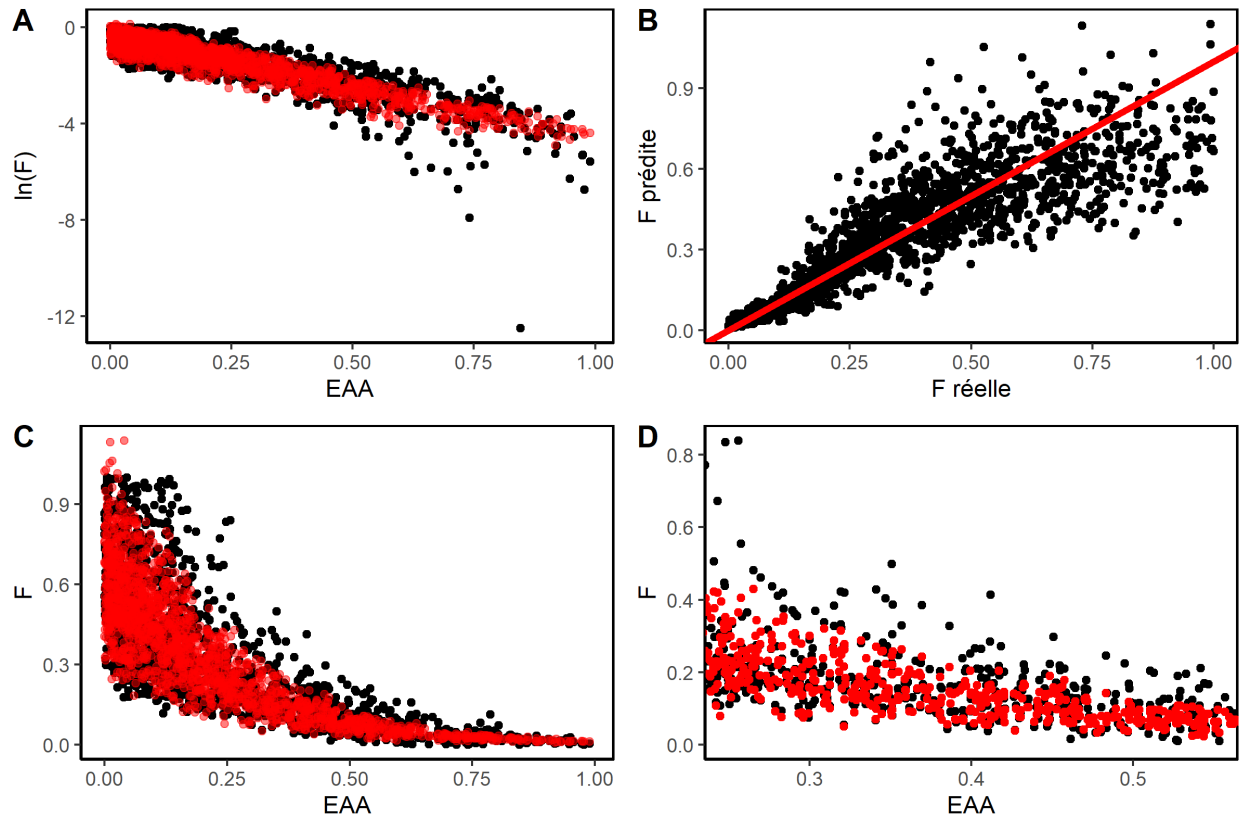


Figure A3.5. Observations des régressions linéaires multiples pour la pêche de l'anguille, compte tenu de la dépendance à la densité se produisant au stade de la civelle et de la probabilité d'argenture (« DD des civelles + Arg. »). Les points rouges représentent les valeurs prédites à partir du test et les points noirs, la valeur réelle des données de test. Le panneau A illustre la relation entre l'échappée d'anguilles argentées (EAA) et la mortalité par pêche log-transformée. Le panneau B montre les résultats entre les valeurs réelles de F et les valeurs de F prédites par la régression. Le panneau C présente la relation entre l'EAA et la valeur de F non transformée sur toute la fourchette de valeurs d'EAA, tandis que le panneau D décrit la relation uniquement pour les valeurs d'EAA probablement d'intérêt, soit entre 0,25 et 0,55.

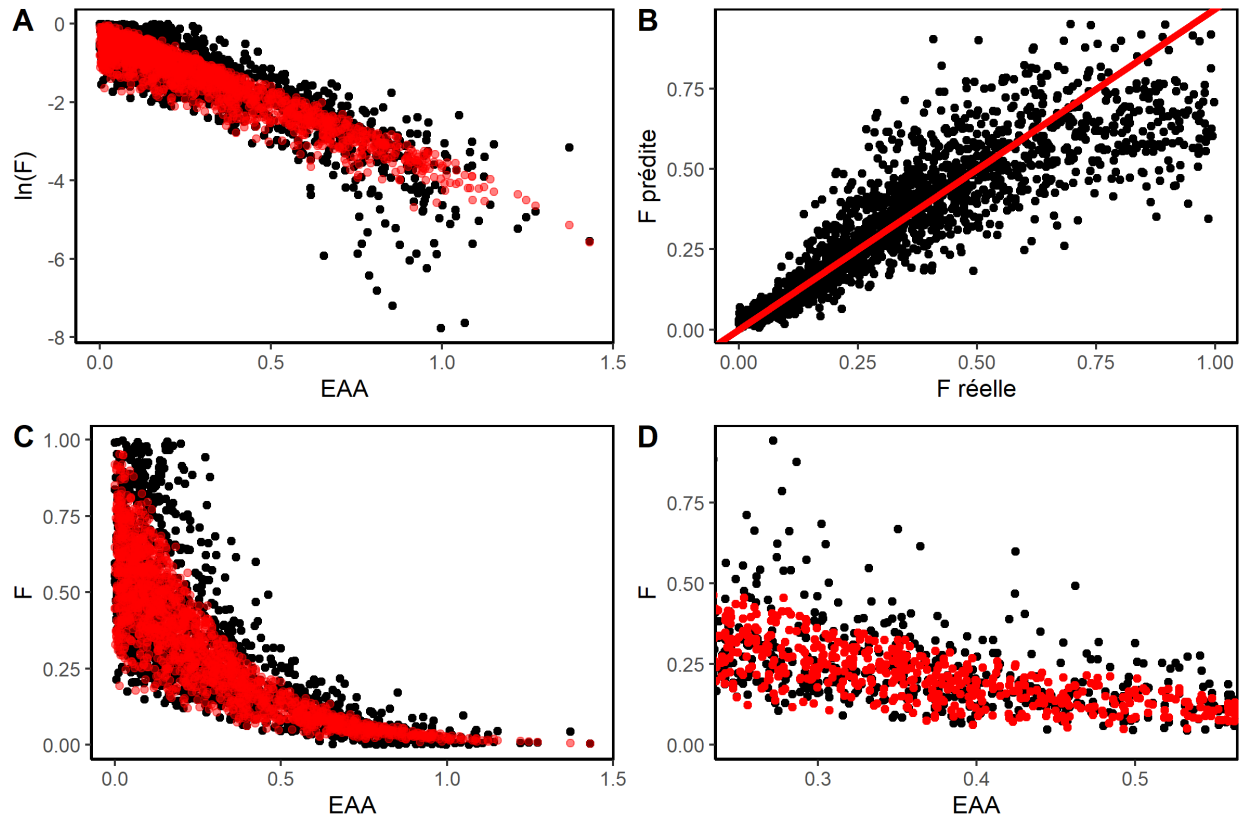


Figure A3.6. Observations des régressions linéaires multiples pour la pêche de l'anguille, compte tenu de la dépendance à la densité se produisant au stade de la civelle, de la probabilité d'argenture et de la mortalité (« DD des civelles + Arg. + Mort. »). Les points rouges représentent les valeurs prédites à partir du test et les points noirs, la valeur réelle des données de test. Le panneau A illustre la relation entre l'échappée d'anguilles argentée (EAA) et la mortalité par pêche log-transformée. Le panneau B montre les résultats entre les valeurs réelles de F et les valeurs de F prédites par la régression. Le panneau C présente la relation entre l'EAA et la valeur de F non transformée sur toute la fourchette de valeurs d'EAA, tandis que le panneau D décrit la relation uniquement pour les valeurs d'EAA probablement d'intérêt, soit entre 0,25 et 0,55.

ANNEXE 4 – CORRÉLATION DES SENSIBILITÉS

Bien que l'effet groupé du pourcentage de variation des variables du cycle biologique sur le pourcentage de variation du nombre d'anguilles argentées soit illustré à la figure 16, il peut aussi être visualisé comme une corrélation. La figure A4.1 montre la corrélation entre les variables du cycle biologique et le pourcentage de variation du nombre d'anguilles argentées. La longueur des anguilles argentées a causé les plus grands changements en pourcentage, probablement en raison de ses effets sur la fécondité et la survie. Même si la longueur des civelles a causé des pourcentages de variation relativement élevés du nombre d'anguilles argentées, elle n'était pas corrélée au pourcentage de variation du paramètre lui-même, ce qui indique que cet effet important est causé par la stochasticité de la mortalité des anguilles argentées, et non par le changement du paramètre lui-même. Le taux de croissance était corrélé à la longueur des anguilles argentées et à la fécondité (et légèrement à la survie maximale; tableau A4.1), et la longueur des anguilles argentées était fortement corrélée à la fécondité et à la survie maximale. Un examen des corrélations partielles (tableau A4.2) révèle que la plus grande corrélation se situe entre la fécondité et la longueur des anguilles argentées, probablement parce que la fécondité est calculée à partir de la longueur des anguilles argentées (équation 4).

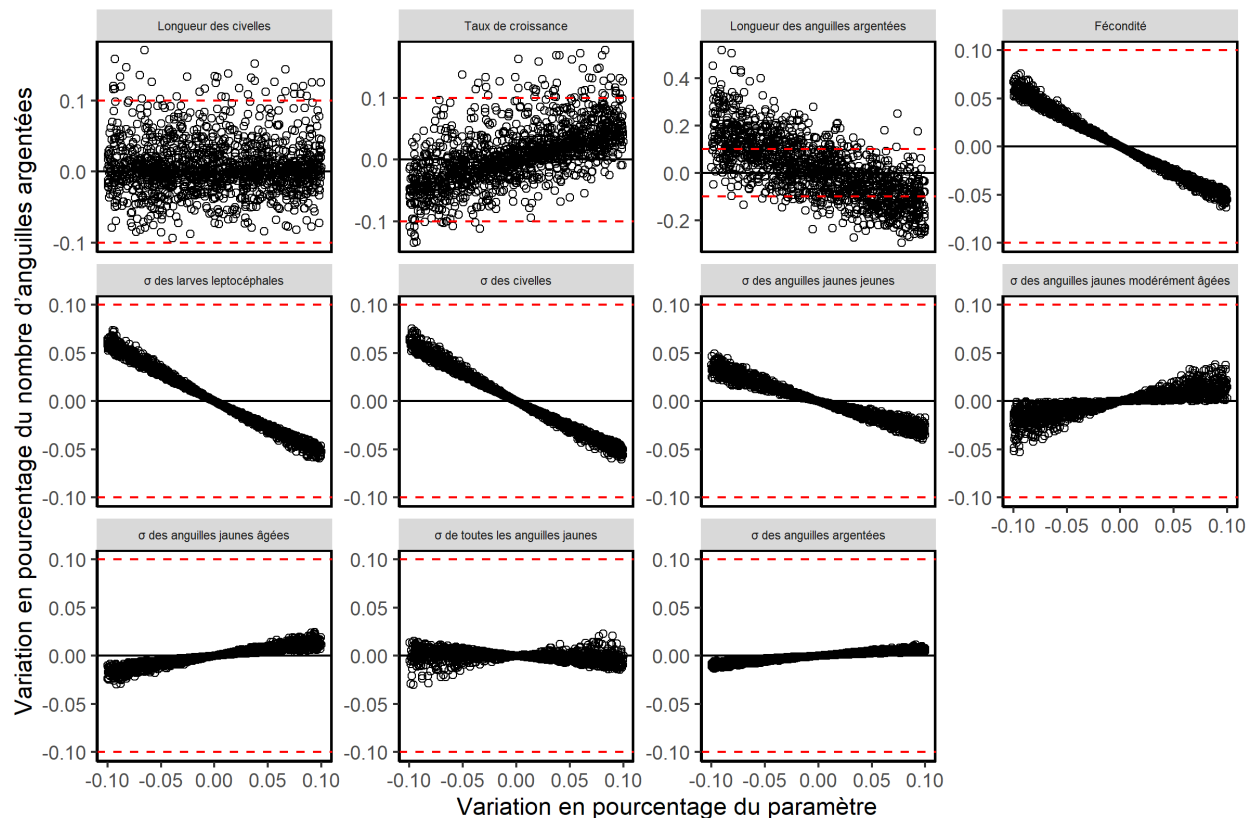


Figure A4.1. Façon dont le pourcentage de variation de certains paramètres cause un pourcentage de variation du nombre d'anguilles argentées. La ligne pointillée rouge montre le pourcentage de variation de 10 % correspondant du nombre d'anguilles argentées. Les valeurs de la survie ont été converties à leur version instantanée avant les perturbations.

Tableau A4.1. Corrélations entre les variables. Les corrélations supérieures à 0,5 sont indiquées en italiques.

	Taux de croissance	Longueur des anguilles argentées	Longueur des civelles	Fécondité
Taux de croissance	-	-	-	-
Longueur des anguilles argentées	<i>0,68</i>	-	-	-
Longueur des civelles	0,017	0,0082	-	-
Fécondité	<i>0,64</i>	<i>0,97</i>	0,0056	-
Survie maximale des anguilles argentées	0,45	<i>0,62</i>	0,0057	<i>0,58</i>

Tableau A4.2. Corrélations partielles entre les variables. Les corrélations supérieures à 0,5 sont indiquées en italiques.

	Taux de croissance	Longueur des anguilles argentées	Longueur des civelles	Fécondité
Taux de croissance	-	-	-	-
Longueur des anguilles argentées	0,31	-	-	-
Longueur des civelles	0,014	0,0059	-	-
Fécondité	-0,11	<i>0,93</i>	-0,0077	-
Survie maximale des anguilles argentées	0,032	0,26	-0,00058	-0,091